

**EL DETERIORO DEL SUELO
Y DEL AMBIENTE
EN LA ARGENTINA**

Tomo I

• ROBERTO RAÚL CASAS •

• GABRIELA FABIANA ALBARRACÍN •

EL DETERIORO DEL SUELO Y DEL AMBIENTE EN LA ARGENTINA

Tomo I

El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina / Roberto de Ruyver ... [et al.]; compilado por Roberto Raúl Casas; Gabriela Fabiana Albarraçin.

la ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Fundación Ciencia, Educación y Cultura. FECIC, 2015.

v. I, 608 p.; 23 x 16 cm.

ISBN 978-950-9149-39-7

I. Bosques Nativos. 2. Pastizales. 3. Fauna. I. Ruyver, Roberto de II. Casas, Roberto Raúl, comp. III. Albarraçin, Gabriela Fabiana, comp.

CDD 550.1

Contenido y corrección a cargo de los autores

Idea y diseño de tapa y carátulas: Arq. Juan C. de la Fuente

Realización de la tapa: Juan M. Rodríguez

Impreso por Editorial Dunker

Ayacucho 357 (C1025AAG) - Capital Federal

Tel/fax: 4954-7700 / 4954-7300

e-mail: info@dunker.com.ar

Página web: www.dunker.com.ar

Hecho el depósito que prevé la ley 11.723

Impreso en la Argentina

© 2015 Roberto Raúl Casas; Gabriela Fabiana Albarraçin

e-mail: fundacion@fecic.org.ar

ISBN 978-950-9149-39-7

*En homenaje al Ing. Agr. Antonio J. Prego,
pionero y luchador infatigable por la
conservación de los suelos argentinos;
primer Director del PROSA;
en el centenario de su natalicio*

1915 - 2015

La Pampa Deprimida (PD)	302
Sistemas hidrológicos en paisajes ondulados y llanuras	305
Aspectos agrohidrológicos básicos y modelo conceptual	307
Problemas hídricos manejables por la sistematización agrohidrológica	309
Descripción de la técnica de sistematización agrohidrológica modular	310
Definiciones	310
Criterios para el ordenamiento hídrico superficial	311
Tipos de obras estructurales para el control y manejo de los escurrimientos	311
Diseño funcional y cálculo de obras de sistematización agrohidrológica	312
Diseño y cálculo estructural de obras de sistematización agrohidrológica	314
Maquinaria para la construcción de estructuras de tierra	315
Conclusiones	316
Bibliografía	317

Las áreas de riego y la degradación de los suelos 319

DANIEL PRIETO GARRA, RAMÓN M. SÁNCHEZ Y ROBERTO S. MARTÍNEZ

El riego en la Argentina	319
El riego en números	319
El deterioro de los suelos en las áreas de riego, sus causas y consecuencias	326
Afectación de suelos en las áreas de riego Argentina	328
Región Cuyo (Mendoza, San Juan, San Luis, La Rioja)	330
Región Patagónica (Río Negro, Neuquén, Chubut, Santa Cruz, La Pampa) ...	332
Región pampeana y NEA (Chaco, Formosa, Corrientes, Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, Buenos Aires)	334
Región NOA (Jujuy, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Catamarca)	341
Conclusiones	343
Bibliografía	346

El desafío de optimizar la Huella Hídrica en los sistemas de producción agrícolas argentinos 351

MAXIMILIANO J. EIZA Y PATRICIA F. CARFAGNO

Introducción	351
El concepto de Huella Hídrica	352
La importancia del agua verde en la producción agropecuaria	356
Cuantificación de la Huella Hídrica	358
Conclusiones	360
Bibliografía	361

Parte 4. Bosques nativos y pastizales naturales

Aspectos ecológicos y ambientales de los bosques nativos y plantaciones forestales en la Argentina: Una visión panorámica y conceptual 365

JORGE L. FRANGI, CAROLINA PÉREZ, RODOLFO MARTIARENA, MARTÍN PINAZO,

GUILLERMO MARTÍNEZ PASTUR, ALEJANDRO BROWN, PABLO L. PERI

Y DARIO S. CEBALLOS

Introducción	365
Los bosques en la Argentina y los factores geográficos, ambientales e históricos asociados	366
La cuestión histórica	366
Relaciones geográficas y macro-ambientales con los bosques	367
La sucesión en zonas de bosque	375
Los factores de tensión agudos	382
El uso de los bosques nativos	387
Ecosistemas forestales novales en la Argentina	393
La Argentina agropecuaria, los bosques y las plantaciones forestales	399
Sistemas físicamente controlados, biológicamente acomodados y bajo <i>stress</i>	408
El cambio climático y las zonas de bosques y plantaciones forestales	413
Nuevos paradigmas para el manejo de los recursos naturales	421
Conclusiones	423
Bibliografía	424

Historia de uso, condición y tendencia de los pastizales en La Pampa 433

EDGARDO O. ADEMA

Introducción	433
Agentes de disturbio en la región	433
Precipitaciones	434
Producción ganadera	436
Receptividad y carga animal	437
Manejo del pastoreo	439
Sitio ecológico	439
Palatabilidad de las especies y condición de sitio	441
Tendencia de la condición	444
Resiliencia	445
El hombre y el manejo de los campos naturales	447
Consideraciones finales	449
Bibliografía	450

Aspectos ecológicos y ambientales de los bosques nativos y plantaciones forestales en la Argentina: Una visión panorámica y conceptual

Jorge L. Frangi¹, Carolina Pérez¹, Rodolfo Martiarena², Martín Pinazo², Guillermo Martínez Pastur³, Alejandro Brown⁴, Pablo L. Peri⁵, Darío S. Ceballos⁶

¹LISEA, Universidad Nacional de La Plata, Diagonal 113 N° 469, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina. jfrangi@agro.unlp.edu.ar; perezcarolina9017@gmail.com

²INTA EEA Montecarlo, Av. El Libertador 2472, (3384) Misiones, Argentina.

Intam@montecarlo.inta.gov.ar

³Centro Austral de Investigaciones Científicas (CONICET), Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. cadicforestal@gmail.com

⁴Fundación ProYungas, cc 34 (4107) Yerba Buena, Tucumán. abrown@proyungas.org.ar

⁵Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), INTA EEA-Santa Cruz, cc 332 (9400) Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina. peri.pablo@inta.gob.ar

⁶INTA EEA Delta del Paraná, P. de las palmas y C. L. Comas, CC14 (2804) Campana, Buenos Aires, Argentina. ceballos.dario@inta.gob.ar

Introducción

La Argentina ocupa en Sudamérica un territorio que se extiende latitudinalmente desde 21°46', cerca del Trópico de Capricornio en Jujuy, hasta más de 55° S en la Tierra del Fuego. En esta enorme extensión geográfica latitudinal y en el contexto de las particularidades del cono sur americano, se manifiestan un conjunto de regímenes climáticos, historia geológica y condiciones topográficas que han permitido a lo largo del tiempo el desarrollo de un conjunto heterogéneo de grandes ecosistemas en un orden espacial característico. Los habitantes de Argentina hemos heredado estos espacios, estos ecosistemas; y de ellos hemos obtenido y habremos de obtener recursos, desarrollando distintos aspectos de nuestra vida que deberán seguir haciendo los futuros habitantes de éste país. Allí dejamos las huellas de nuestra cultura material e inmaterial, de nuestra heterogénea realidad social, de la actitud individual de

nuestros habitantes, de organizaciones públicas y privadas, y de las políticas nacionales e internacionales adoptadas por nuestros gobiernos. En fin, el estado del territorio podría definirse como la expresión a cielo abierto de lo que somos y hacemos, de nuestra cosmovisión pasada y presente, y del concepto y compromiso para con nuestro futuro. La realidad es dinámica sometida a cambios permanentes, acelerada por la presencia y la acción humana en continuo aumento; y donde nuestros bosques no escapan a estos cambios.

El objetivo de éste trabajo es plantear de manera sintética cuales son los factores principales asociados a la presencia y distribución de los ecosistemas forestales del país, que rasgos caracterizan a los distintos tipos de bosques, cuales son los principales factores que afectan a cada tipo de ellos en forma directa e indirecta, incluyendo la acción humana, y cómo se vinculan entre sí. Se parte del supuesto que hay componentes deterministas y contingentes que se relacionan con los cambios en la naturaleza, en éste caso de los bosques, para los cuales un modelo conceptual puede ayudar a la comprensión de las razones y tendencias del cambio, como a la toma de decisiones más apropiadas para su gestión y manejo. Como todo modelo, es una simplificación de la realidad, y en ese sentido se ha preferido sacrificar la precisión del detalle por la generalización a escala de paisajes o grandes espacios. Existen numerosas publicaciones donde los lectores pueden encontrar una visión detallada y precisa de los diversos aspectos aquí apenas mencionados. Algunas cuestiones sonarán repetidas y obvias, pero como ha dicho André Gide “todo está dicho ya, pero como nadie escucha hay que empezar continuamente”.

Los bosques en la Argentina y los factores geográficos, ambientales e históricos asociados

La distribución y características de los bosques de Argentina en la actualidad se vinculan mayormente con los regímenes climáticos, la topografía y el uso del suelo que hace la población humana en las diferentes regiones del país, pero asimismo el devenir

histórico permite comprender la composición, la similitud y la vinculación de las especies con diferentes espacios del planeta.

La cuestión histórica

La actual Sudamérica fue parte del super-continente Gondwana que integraron Sudamérica, África, India, Madagascar, Australia e islas cercanas, así como la Antártida. La separación entre ellas comenzó mucho antes que la separación de las tierras del Hemisferio Norte, lo que explica la menor similitud de sus floras, y en general de sus biotas al comparar entre sí la composición biológica de las masas terrestres del Hemisferio Sur respecto de las diferencias entre sí de las masas continentales del Hemisferio Norte, por ejemplo las angiospermas de evolución más reciente. Sin embargo, hay géneros vivientes en común entre algunos de éstos continentes y fósiles que testimonian su antigua integración del Gondwana. Por ejemplo, los *Nothofagus* son representativos en la cordillera andina patagónica, pero también lo son en Nueva Zelanda y en menor medida en Australia. Otro ejemplo son dos familias de coníferas características del Hemisferio Sur: las Araucariáceas y las Podocarpaceas. Las Araucariáceas con un género y dos especies, una en los bosques subantárticos y la otra en Misiones; mientras que las Podocarpaceas presentan árboles de 3 géneros y 5 especies. Otro ejemplo, son los cipreses como el *Austrocedrus*, que junto con las anteriores, tienen parentesco con las coníferas australianas y, en el caso particular de *Araucaria* con presencia de fósiles en Antártida, que evidencian ese pasado común. Algunos de estos géneros, como *Araucaria*, fueron mucho más abundantes en el pasado y hacen recordar que la composición de los bosques y su distribución varían a través del tiempo. Un ejemplo muy distinto en el noroeste del país, por encima de la selva nublada, son los bosques de aliso, *Alnus acuminata*, un género de una familia Holártica, las Betuláceas. Estos bosques llegaron en tiempos posteriores a la unión de América del Norte y América del Sur mediante el puente centroamericano establecido hace unos 2,5 millones de años que permitió los posteriores intercambios bióticos interamericanos. Algo similar ocurrió con el género *Salix*, con una especie de nuestro país, siendo una familia típica del Hemisferio Norte. Sin embargo, el grueso de los

taxones, tanto animales como vegetales de los distintos ecosistemas de la Argentina, con excepción de la faja de Bosques Subantárticos, pertenecen a la denominada zona biogeográfica Neotropical que ocupa la mayor parte de Sudamérica.

Relaciones geográficas y macro-ambientales con los bosques

La Argentina es una componente sustancial del cono sur sudamericano, una cuña de tierras emergidas rodeada de grandes extensiones oceánicas que se extiende, junto con Chile, hasta la mayor latitud que las tierras continentales (Sudamérica, África, Australia, Nueva Zelanda) ocupan en el Hemisferio Sur, dejando de lado a la Antártida. La marcada oceaneidad del Hemisferio Sur tiene un notorio efecto regulador del clima en general, y de las temperaturas en particular, un rasgo sustantivo que se magnifica en el cono sur de América donde no acontecen amplitudes térmicas extremas como las que se producen en latitudes comparables en el Hemisferio Norte en el que la mayor proporción de masas continentales, extendida hasta más altas latitudes, provoca una estacionalidad térmica más marcada. Estas condiciones y la proporción de tierras disponibles se reflejan particularmente en la diferente importancia y extensión de los bosques de coníferas y la presencia de tundra en ambos hemisferios. Los bosques de coníferas y algunos otros bosques menores de angiospermas de altas latitudes ocupan la faja boreal de Norteamérica y Eurasia (la denominada taiga), último bastión forestal en dirección al polo norte, de quien los separa la tundra ártica. Los equivalentes australes de estos tipos de ecosistemas, están escasamente representados en Sudamérica austral y se limitan a algunas situaciones particulares de alta montaña y tierras bajas continentales ligadas a la cordillera, las costas occidentales de la Patagonia chilena y las áreas insulares del extremo sur de Argentina y Chile.

La disposición geográfica del continente, la ubicación y cambio de posición estacional de los centros de alta presión (anticiclónicos) en el Pacífico Sur y Atlántico sur emisores de vientos en forma anti-horaria, los sistemas frontales que se desarrollan por gran parte del país, y el papel de la cordillera de los Andes y otras masas montañas elevadas, generan un ordenamiento climático- topográfico del territorio, que influyen

sobre el desarrollo de los biomas y los suelos asociados que resultan de la interacción de la biota, la roca madre, el clima, la topografía y el tiempo transcurrido (Figuras 1 y 2).

Si se establece un punto de partida arbitrario, como la llegada del hombre europeo, se puede describir el contexto al que estuvo sujeta la extensión y localización de los bosques naturales en ausencia de la intervención territorial de aquel durante las últimas centurias. Hagamos este ejercicio. En la zona más cálida, con menos heladas, correspondiente al norte del país (Figura 3), los vientos cargados de humedad procedentes del anticiclón del Atlántico Sur descargan agua dando lugar a un gradiente de precipitaciones decreciente en sentido E-O, desde las serranías misioneras hasta el piedemonte al occidente de la planicie chaqueña. Luego, las precipitaciones vuelven a aumentar cuando los vientos son obligados a ascender orográficamente hacia altitudes más frías sobre las faldas orientales de la pre-cordillera en el noroeste, para arribar a un nuevo descenso en el altiplano y bolsones de la Puna. En esa misma dirección del gradiente de lluvias aumenta la concentración estival de las lluvias. Sobre esa combinación de temperaturas y precipitaciones los bosques cambian de composición y estructura en igual sentido. En el NE del país se ubica la Selva misionera o paranaense, multi-estratificada, con laureles, leguminosas, mirtáceas, meliáceas, palmeras y otras. Le siguen hacia el oeste, los bosques del Chaco caracterizado por especies de quebrachos colorados (*Schinopsis balansae*, quebracho colorado chaqueño; *S. lorentzii*, quebracho colorado santiagueño y *S. haenkeana*, horco-quebracho en el chaco serrano). El Chaco como región biogeográfica o eco-región se suele dividir en subregiones: (a) Chaco oriental húmedo (E de las provincias de Formosa y Chaco, N de Santa Fe, NO de Corrientes y parte del SE de Santiago del Estero); (b), Chaco Semiárido (partes de las provincias de Formosa, Chaco, Salta, Santiago de Estero, Tucumán y Córdoba), la región mas extensa que ocupa un 40% del área de la región chaqueña; (c) Chaco Árido (parte de Catamarca, La Rioja, San Luís y Córdoba, y el sudoeste de Santiago del Estero), que limita en una pequeña parte con el Chaco semiárido, y está rodeado en su mayor parte por (d) el Chaco Serrano, que se ubica en bolsones de altura de las Sierras Pampeanas y las

áreas más bajas de las Subandinas (en las provincias de Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Luís y Córdoba), y constituye el límite occidental de la región chaqueña. Luego, la vegetación retoma el carácter de selvas nubladas con abundancia de Mirtáceas, Lauráceas y Leguminosas, y los bosques húmedos montanos de aliso del cerro (*Alnus acuminata*), tabaquillo (*Polylepis australis*) o pino del cerro (*Podocarpus parlatorei*), principalmente en las Yungas de Jujuy, Salta y Tucumán. En el NOA, los bosques montanos se disponen a continuación altitudinal de las selvas montanas. A lo largo de las orillas de los ríos de la quebradas secas de la Prepuna se hallan bosquecillos bajos de churqui (*Prosopis ferox*). Finalmente, los bosques a mayor altitud de la Argentina: los bosquecillos de queñoa (*Polylepis tomentella*), árbol de crecimiento muy lento y forma retorcida, que se agrupa en sitios aislados en laderas y quebradas entre 3800 y 4300 m snm dentro de la Puna. Por otra parte, en el NEA, los grandes ríos que colectan agua y forman la cuenca del río de la Plata, corriendo en sentido norte a sur, llevan especies desde ámbitos tropicales y subtropicales con predominio de selvas hasta las latitudes templadas (un fenómeno inverso al que ocurre con algunos grandes ríos de América del Norte), donde se conforma un macromosaico de humedales en las islas y Delta del Paraná. Sus especies, más tolerantes y resistentes, forman selvas y bosquecillos marginales que culminan su distribución austral en Punta Lara, cerca de la ciudad de La Plata. Los bosques chaqueños presentan también mosaicos locales con palmares, sabanas y humedales, particularmente donde el agua estacional (por exceso o defecto) juega un rol central en la modelización del paisaje (Chaco Húmedo). Allí donde la estacionalidad seca marcada (Chaco Semiárido), la acumulación de agua y la salinidad (Chaco Árido) actúan como factores de tensión, juegan un papel selectivo importante y suelen dar lugar a ecosistemas de diversidad más reducida que en el resto de los ecosistemas circundantes. Hacia el sur de estos bosques chaqueños, siguen el Espinal peripampásico, un chaco sin quebrachos colorados, caracterizado por un estrato arbóreo dominado por el género *Prosopis*, con distintas especies (ñandubay, *P. affinis*, en Corrientes y Entre Ríos, incluso en el Delta Antiguo de esta provincia; algarrobos, *P. alba* y *P. nigra*, en Santa Fé, Córdoba y norte de San Luis; caldén, *P. caldenia*, en el centro y sur de San Luis, La Pampa, y sudoeste de Buenos Aires) que tipifican distintas

zonas (distritos fitogeográficos) del arco abierto al poniente que rodean los Pastizales Pampeanos. Estos bosques de aspecto xerófilo en realidad ocupan hábitats con diferentes condiciones de lluvias y temperaturas. Una cuña de éstos bosques, caracterizada por el predominio de tala (*Celtis tala*) y coronillo (*Scutia buxifolia*), penetra por terrenos cercanos a la costa rioplatense y se extiende en forma irregular sobre cordones conchiles, arenas, dunas de arcilla y otros sustratos más o menos sueltos que se elevan sobre las áreas anegadizas costeras hasta cerca de la Bahía de Samborombón y faldas de parte de las sierras orientales de Tandilia. Grandes montañas que corren por el noroeste del país, Córdoba y La Pampa establecen un cono de sombra de lluvias al oeste de las mismas que constituye una dilatada diagonal árida desde los valles Calchaquies hasta la península de Valdés, cuya temperatura desciende de N a S, donde se ubica una vegetación que rememora un Chaco sin árboles, dominada por matorrales y estepas arbustivas que constituyen el Monte. En ese ámbito general, bosques xerófilos de algarrobos y otras especies aparecen en distintas posiciones topográficas y condiciones edáficas que favorecen la presencia de árboles, algunos freatófilos. Esas condiciones áridas también pueden observarse en quebradas de ascenso a la Puna, donde predominan estepas arbustivas y cardonales prepuneños y se hallan los bosquecillos de churqui (*Prosopis ferox*).

En la Patagonia Argentina, las temperaturas son más bajas, y decrecen con la altitud y la latitud. Los vientos húmedos procedentes del oeste-sudoeste enfrentan a la cordillera de los Andes, que cumple un papel esencial en la condensación, tipo y magnitud de la precipitación que cae sobre los faldeos y cumbres, así como la distancia hacia el este que alcanza la lluvia efectiva (cociente P/ETP positivo). De esta forma las precipitaciones elevadas sobre la cordillera decrecen abruptamente apenas se sale de ella para alcanzar solo cerca de 200 mm.año^{-1} en la Patagonia extra-andina. El anticiclón del Pacífico sur con su cambio de posición más austral durante el verano, interfiere el paso de los vientos occidentales, generando un decrecimiento de las lluvias; sin embargo, en invierno, la posición más al norte del anticiclón deja pasar los vientos cargados de humedad lo que da lugar a la estación húmeda que es coincidente con la fría. Sólo en los valles transversales bajos, donde el viento occidental logra

pasar la cordillera sin un marcado ascenso orográfico, las mayores precipitaciones que caen en el sur de Chile, logran pasar a territorio argentino, por ejemplo, en Puerto Blest. Bajo ese régimen se desarrolla la Selva Valdiviana, el sistema de mayor estructura, complejidad y diversidad de los bosques Andino patagónicos. En el resto de la cordillera patagónica el tipo de formación dominante es el Bosque subantártico caducifolio, formado por especies del género *Nothofagus* como la lenga (*N. pumilio*) y el ñire (*N. antarctica*). En posiciones frías más termo-reguladas, como las márgenes y cercanías del océano y los lagos, estos bosques son acompañados por el coihue (*N. dombeyi*) y el guindo (*N. betuloides*), especies vicariantes que dan lugar a los Bosques subantárticos siempreverdes. Existen otros bosques de menor extensión, entre los que se destaca el de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*), la conífera de mayor extensión en la Argentina, que suele ocupar hábitats más rocosos y secos que los *Nothofagus*. Entre los *Nothofagus*, tienen especial interés el raulí (*N. alpina*) y el roble pellín (*N. obliqua*), dos especies de Neuquén; también cabe citar al pehuén (*Araucaria araucana*), una conífera que forma bosques de gran significado cultural e importancia alimentaria para los pueblos originarios de la zona. En el extremo sur continental y la Tierra del Fuego, los vientos permanentes del oeste establecen un régimen isohigro de precipitaciones en el sur de Santa Cruz y las islas del archipiélago fueguino, con mayores precipitaciones en los sectores montanos y serranías donde se ubican los bosques. Los vientos fuertes y de dirección constante en la zona cordillerana patagónica modelan asimismo la forma y dimensiones de los individuos, en especial en la parte alta de las montañas (Figura 4).

La complejidad estructural y la diversidad biológica de los bosques en la Argentina son mayores en el norte que en el sur, aunque debe señalarse que en cada faja latitudinal existen variaciones notorias y particulares. Las diferencias N-S pueden atribuirse a diversas razones, pero en primer lugar se pueden señalar las condiciones macro-climáticas, tal como lo señaláramos anteriormente. Las temperaturas y la disponibilidad de energía, ambas dependientes de la incidencia de la radiación solar, varían en magnitud y en la disponibilidad estacional que varía con la latitud. Las condiciones y recursos disponibles son en general más favorables en el norte, si bien disminuyen con

la elevación, ya que decrecen las temperaturas y se incrementan las heladas aunque se mantenga el régimen foto-periódico y térmico propio de cada latitud. Asimismo, el régimen pluviométrico varía como se ha dicho desde lluvias abundantes prácticamente todo el año en Misiones, hasta la fuerte estacionalidad por sequía en el Chaco seco, y un régimen húmedo variable entre invierno y verano en las selvas nubladas y bosques montanos del NOA que se extienden entre los 500 a 2500-3500 m snm dependiente de la altitud de las montañas sobre las que se desarrollan, con mayores lluvias y nubosidad en verano atraídas por el establecimiento de un centro de baja presión en el noroeste; pero así también las condiciones más desfavorables se encuentran en los bosquecillos monoespecíficos de queñoa y churqui, donde no solo la aridez está presente sino las bajas temperaturas de la alta montaña. En el sur, en cambio, las bajas temperaturas es la condición dominante en la región, con un marcado descenso asociado a la altitud y la latitud que se asocian con menores diversidades y menor complejidad estructural a medida que se asciende en la montaña como a medida que se acerca a la Tierra del Fuego. Asimismo, en dirección N-S, se observa un descenso del límite altitudinal de los bosques del país, que varía desde los 4300 m snm en la Puna de Jujuy hasta el valor más bajo en la Isla Grande de Tierra del Fuego llegando a 650 a 700 m snm

La sucesión en zonas de bosque

El proceso de recuperación espontánea de los ecosistemas como respuesta a las perturbaciones es lo que se conoce como sucesión ecológica. La sucesión es un proceso complejo que involucra cambios en los contingentes de seres vivos, el medio físico, así como en la estructura y las funciones ecosistémicas que resultan en un mayor ajuste al medio físico y un aumento de la eficiencia del uso de los recursos disponibles. En los distintos tipos de sucesión que alcanzan los diferentes estadios forestales, suelen ocurrir cambios, como un aumento de la complejidad ecosistémica, de la capacidad homeostática y, a veces, de la biodiversidad. La sucesión depende de mecanismos internos, principalmente ligados al papel que cumplen los organismos vivos, y de interacciones con el medio externo, que suelen poner límites hasta donde

avance aquella. La sucesión por ende, difiere en los distintos tipos de bosques y en distintos contextos locales. Para tratar de ejemplificar el tema, en un ambiente físicamente benigno, con perturbaciones de origen externo infrecuentes formadoras de claros de escasa expresión espacial, las especies que ingresan se suceden con rapidez y permiten reconocer varias etapas sucesionales en un continuo dinámico. Por el contrario en contextos ambientalmente menos favorables, el proceso de ocupación del claro suele involucrar menos especies en el proceso, ser más lento y llevar más tiempo hasta lograr ecosistemas más maduros. Como ejemplos extremos de ambas situaciones en nuestro país, podemos comparar lo que sucede en tierras bajas con sustratos profundos y balances hidrológicos positivos del NEA, y la Tierra del Fuego. En el NEA la acumulación de carbono orgánico en el ecosistema se estabiliza en un periodo de unas tres décadas y la biodiversidad va en aumento hasta conformar una selva multi-estratificada (Figura 5). Asimismo se pueden comparar bajo similar régimen térmico, las diferencias debidas a distinta disponibilidad de agua, entre el Chaco Húmedo, donde la tasa de producción es del orden de los $3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y el Chaco semiárido donde esa tasa corresponde a $1\text{-}1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, lo que da idea de la diferencia de velocidad sucesional entre subregiones del Chaco.

En el extremo sur del país, se producen procesos auto-sucesionales donde, tras el disturbio, en el caso de los bosques de lenga es frecuente encontrar una abundante regeneración natural que brinda una continuidad estructural dominante a la misma especie de características semi-heliófilas a heliófilas. Esta especie es tolerante a las condiciones iniciales, incluso sobre sustratos minerales no edafizados en áreas de deslizamientos, comportándose como pionera de la sucesión primaria, y se mantiene hasta que culmina la autosucesión, cumpliendo un ciclo de fases estructurales hasta llegar al inicio de la fase de bosque maduro en unos 150 años, con una escasa presencia de sotobosque y un pobre ensamble de especies. Algunos estudios fisiológicos sugieren que esta especie tiene el potencial de permanecer hasta 20-30 años bajo cierta cubierta arbórea, lo que estaría exhibiendo un carácter semiheliófilo, y que podría crecer como respuesta a una mayor disponibilidad de luz. Posiblemente en las condiciones de campo, la competencia intraespecífica muy fuerte en las cohortes

hasta aproximadamente unos 40 años de edad del rodal, enmascare en parte esta tolerancia si bien los individuos que sobreviven podrían ser aquellos portadores de la mayor tolerancia al descenso de la disponibilidad de luz en el bosque joven cerrado.

En Misiones y en los bosques de la Patagonia norte, la presencia de bambúseas en el sotobosque puede llevar a sucesiones detenidas; la ausencia de bambúseas en Santa Cruz y Tierra del Fuego hace que esta situación no ocurra. En el paisaje misionero, en cambio, hay topo-secuencias con composiciones de especies tolerantes a las diferentes condiciones ambientales que genera la variada topografía del paisaje, donde dentro de cada topo-secuencia se pueden observar crono-secuencias con distinta composición específica. En Santa Cruz y Tierra del Fuego el paisaje está compuesto por topo-secuencias y mosaicos de crono-secuencias que son principalmente estructurales, y no composicionales en lo que al componente arbóreo se refiere (bosques erectos altos, bosques erectos bajos, bosques bajos de troncos curvos en la base, bosque achaparrado o krummholz). En el caso de las topo-secuencias, las diferentes estructuras se asocian con el estado de los factores más o menos permanentes, mientras que las crono-secuencias muestran diferentes estructuras del bosque mono-específico de acuerdo con el tiempo transcurrido desde la última perturbación, generalmente física (Figura 6).

En las selvas del NOA, por otra parte, los disturbios ocasionados por los deslizamientos de la laderas y los aludes riparios asociados ambos a la torrencialidad de las lluvias estivales, generan las condiciones apropiadas para la renovación del bosque y el inicio de sucesiones primarias para lo cual hay una serie de especies particularmente adaptadas (pioneras) tales como tipa blanca (*Tipuana tipu*), cebil colorado (*Anadenanthera colubrina*), horco cebil (*Parapiptadenia excelsa*) y en el caso de los ríos el aliso del cerro (*Alnus acuminata*). Estas características antes descriptas a su vez, pueden asociarse con algunos rasgos ligados a las especies del bosque maduro. En aquellas tierras donde el marco de factores permanentes y agudos permite que la sucesión avance hasta estadios forestales, no necesariamente cabe esperar que los bosques más maduros alcanzados contengan especies de maderas densas, duras, con

bajas tasas de crecimiento. Cabe destacar que en el bosque real, mezcla de múltiples situaciones de sucesión y desarrollo, coexisten maderas blandas hasta duras, por ejemplo, en la selva misionera especies de ca. 0,3 hasta 1 g cm⁻³ de densidad (Tabla 1).

Idealmente, existe una relación entre la etapa sucesional, la longevidad de las especies, su velocidad de crecimiento y ciertas características bioquímicas y físicas de la madera; no obstante, existen algunas excepciones como el anchico colorado (*Parapiptadenia rigida*) en la selva misionera, una especie longeva de madera densa (Tabla 1) que suele estar desde las primeras etapas arbóreas de la sucesión. En las selvas del noroeste, las etapas tempranas incluyen a la tipa blanca, el nogal (*Juglans australis*) y el cedro (*Cedrela lilloi*), maderas de densidad media. Las especies longevas que mantienen el estado más maduro alcanzado tienen puntos de compensación y saturación de luz más bajos que les permiten crecer en condiciones de menor disponibilidad lumínica en el sotobosque, por lo tanto, suelen crecer lento debido a una fotosíntesis neta más baja y tienen un mayor metabolismo secundario (mayor consumo de energía) que proporciona mejores defensas químicas que suman a las físicas contra los depredadores. Algunas de las mencionadas características son de interés forestal porque participan del concepto de calidad de la madera. Sin embargo, el marco abiótico pone límites al grado de desarrollo sucesional, y por ende, a las especies que pueden existir bajo un determinado marco; ambas cuestiones se relacionan con la diversidad y las características de las especies. Así, las relaciones complejas entre las condiciones más o menos permanentes, y aquellas periódicas del ambiente, sumado al potencial genético existente en cada zona como consecuencia de la evolución y cambios en el pasado, determina que los llamados bosques maduros, si se comparan, muestran que han alcanzado distinto grado de madurez absoluta. Esto se refleja en los atributos morfológicos internos y externos como en los fisiológicos de las especies, sus respuestas poblacionales, en la diversidad específica y estructural comunitaria, en la respuesta de inercia y resiliencia del ecosistema, y en otras cuestiones, que resultan sustanciales tener identificadas para el manejo forestal. Como ejemplos contrastantes de éstas cuestiones se pueden mencionar a los bosques chaqueños con quebrachos y

otras especies muy duras (*Schinopsis balansae*, *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Bulnesia sarmiento*), y a las selvas (misioneras y yungueñas) con una gama de maderas de distinta dureza-densidad (Tabla 1), algunas de interés comercial y otras de valor cicatrizante sucesional temprano. Por el contrario, los bosques de lenga presentan características semi-heliófilas, con grandes producciones de semillas en algunos años, y maderas de densidad intermedia, en un contexto ambiental de tasas de crecimiento limitado que se asocian a turnos silvícolas más largos.

Hay dos aspectos funcionales significativos que resultan de interés mencionar: uno relacionado a las tasas de crecimiento, productividad y descomposición, y otro en relación a los factores nutritivos limitantes del crecimiento forestal. Las tasas mencionadas decrecen con las bajas temperaturas o baja humedad del suelo, con el anegamiento o el incremento de las heladas, siendo una expresión de su conjunto, la reducción de la estación de crecimiento y la benignidad de este.

En el caso de los bosques fueguinos, las bajas tasas de descomposición de las maderas hacen que los árboles caídos formen parte de una gran masa de detritos leñosos gruesos acumulados, que junto con la caída de hojas forman una cubierta de carbono orgánico y nutrientes legados a las fases siguientes del bosque. Asimismo, en plantas terrestres el cociente de Redfield, o cociente nitrógeno: fósforo (N:P) en las hojas se emplea como indicador estequiométrico para identificar cuál de ellos es limitante del crecimiento. Un N:P entre 14 y 16, indicaría una limitación compartida; cocientes más bajos atribuyen la limitación al N, en tanto cocientes más altos indican que el P es el limitante. En los árboles este cociente varía a lo largo de los bosques nativos y plantaciones forestales del país siguiendo el gradiente de latitud-temperatura (Figura 7). Esto pone en evidencia que, de los dos nutrientes habitualmente mencionados como más limitantes de la producción, el N es el limitante en los bosques australes. Esto suele adjudicarse a las menores tasas de descomposición que hacen escasa su disponibilidad, en tanto que el P es el factor más limitante en los bosques del norte del país, lo que suele vincularse con la escasez del mismo debida a la mayor antigüedad de los suelos. Esquemáticamente, la abundancia relativa de estos

nutrientes respecto de su máximo en un suelo determinado, puede relacionarse con su evolución y con la ubicación geográfica del mismo (Figura 8). En relación con la sucesión en situaciones templado cálidas, la presencia de leguminosas leñosas de estirpe tropical y subtropical, simbióticas, capaces de capturar nitrógeno atmosférico, imprime un sello distintivo a las etapas sucesionales tempranas sobre suelos incipientes, muchas de las cuales perduran en la sucesión en condiciones de aridez. En las sucesiones de la zona templado fría y fría las etapas tempranas no presentan leguminosas leñosas arbustivas altas o arbóreas de tipo funcional equivalente.

En definitiva, los bosques observados en un momento dado no están estáticos, sino sujetos a cambios determinados por los procesos sucesionales que los caracterizan. A la hora de evaluar los recursos forestales se deben tener en cuenta los mecanismos internos de las especies, sus interacciones con el medio externo, y la respuesta dinámica comunitaria en las distintas fases de la sucesión. La caracterización biológica y el potencial de conservación actual, son importantes pero insuficientes para establecer estrategias de manejo forestal que maximicen los servicios ecosistémicos que aportan a la sociedad.

Los factores de tensión agudos

Los sistemas ecológicos a distintas escalas (sean a nivel de organismo, población o comunidad) suelen estar condicionados por factores limitantes, ya sean estos bióticos o abióticos. Asimismo, los factores ambientales en general no actúan en forma constante y presentan oscilaciones a través del tiempo cuya detección depende de las escalas a que se observan. Se suelen denominar factores de tensión o stress, cuando estos causan algún tipo de pérdida de energía potencial, definido como la pérdida de la capacidad de usar la energía disponible para desarrollar algún proceso útil para el sistema biológico o ecológico considerado. De manera arbitraria se pueden dividir a los factores de tensión en: (i) crónicos o permanentes, y (ii) agudos o temporarios, cuando en verdad se trata de un continuo. Un concepto similar al de factor agudo es el de disturbio, al cual se ha definido como cualquier evento relativamente

discreto en el tiempo que modifica la estructura de una población, comunidad o ecosistema, y que cambia la disponibilidad de los recursos, del sustrato o el ambiente físico. Así como anteriormente se trataron los factores de tensión permanentes, por ejemplo los rangos de temperatura, precipitaciones, estacionalidad hídrica y térmica, salinidad y características del sustrato, es conveniente también analizar los disturbios o perturbaciones que operan sobre dichos ecosistemas forestales con carácter de factores de tensión agudos de distinta frecuencia (número promedio de eventos por período de tiempo), intensidad (fuerza física del evento por área por unidad de tiempo), así como su duración temporal y extensión espacial. En general, se constata que el aumento de la frecuencia de ocurrencia de una perturbación o factor de tensión agudo va asociada a una menor intensidad del mismo. Los disturbios o perturbaciones de interés ecológico, actúan en una rango de intensidad-frecuencia que, generalizando, producen la destrucción periódica de la biomasa, ponen límite a la sucesión o la retienen en un determinado estadio que pueden cambiar las vías por las que ésta discurre, o que intervienen en el ingreso de nuevas especies cuando el marco físico y/o biótico ha cambiado como consecuencia del disturbio. Las consecuencias sobre los ecosistemas dependerá no solo de dicha relación sino también de la severidad del efecto (sobre los organismos y/o el medio físico) y de la sinergia entre factores que intensifiquen la perturbación y la expresión temporal (duración) y espacial (superficie afectada) de la misma. Los organismos, en el contexto de frecuencia- intensidad de factores ecológicos agudos, suelen responder de distintas maneras. Pueden ser indiferentes en el rango de recurrencias muy altas de baja intensidad (por ejemplo la variación día-noche de distintos factores), manifestar capacidad de anticipación de eventos más intensos de recurrencia mayor (por ejemplo ante cambios térmicos o hídricos estacionales, incendios, huracanes, inundaciones, ataques de insectos, y otros, respondiendo con endurecimiento, senescencia y/o caída foliar y otras pérdidas de biomasa, defoliación rápida, crecimiento epicórmico, etc.), o bien, no tener capacidad de asimilación, caso frecuente en eventos de recurrencia en escalas de tiempo geológico (como glaciaciones, movimientos de remoción en masa, etc.), muy intensos y extendidos en el espacio-tiempo, y en otros casos, con intensas perturbaciones de escala más restringida (por ejemplo, fenómenos volcánicos,

deforestación, fragmentación y/o atrición del paisaje). De los dos últimos, en el primero, la naturaleza responde con la extinción definitiva de una gran parte de los organismos preexistentes y con cambios evolutivos en los contingentes bióticos; en el segundo caso, suelen producirse extinciones locales y cambios en el medio físico que dan lugar a situaciones que, en el tiempo ecológico, abren el camino a respuestas sucesionales no necesariamente similares a las anteriormente activas en la localidad, lo que promueve el movimiento de los ensambles de especies hacia nuevos tipos de ecosistemas. También, los disturbios físicos pueden mantener un mosaico de comunidades que son dependientes del patrón de ocurrencia de las perturbaciones, por ejemplo en el NOA, donde la caída de árboles durante las tormentas y los tornados pueden causar caídas secuenciales de árboles que en sí son también disturbios necesarios para que muchas especies del dosel arbóreo puedan reclutar.

Muchos paradigmas del manejo forestal han cambiado en los últimos tiempos. Uno de ellos es que desde hace décadas se acepta que los disturbios son parte esencial del funcionamiento de la naturaleza, donde los bosques no son una excepción, y deben tenerse en consideración al tratar de comprender la diversidad y heterogeneidad observada en un lugar donde topo-secuencias y crono-secuencias conviven en un mismo espacio. Asimismo, los disturbios pueden no sólo causar efectos negativos iniciales sino también mejorar las respuestas por parte de los organismos, poblaciones y comunidades. Las consecuencias evidentes para el manejo forestal de estas observaciones podrán resumirse en: (i) hay que poseer la capacidad de identificar a los mismos y a sus efectos para respetar, y por ende no evitar, los disturbios naturales en el ecosistema bajo manejo; y (ii) se debe comprender que el manejo consiste, en términos conceptuales, en el empleo de técnicas para aplicar y/o remover factores de tensión.

Uno de los inconvenientes de la silvicultura clásica, es que suele limitar la aplicación y remoción de tensiones en un sistema productivo al efecto de aumentar la producción del bien deseado para maximizar el beneficio económico, y no termina de advertir o considerar la importancia de los posibles efectos sobre el resto de los bienes y

servicios ecosistémicos. Por ejemplo, muchas propuestas de manejo proponen la simplificación y/o el reemplazo de la biodiversidad existente, la pérdida de capacidad de auto-mantenimiento de sus componentes, la modificación de los procesos ecológicos, y hasta la creación de nuevos ecosistemas artificiales dependientes de insumos y acciones externos al mismo (por ejemplo, plantaciones forestales). Si se quiere realizar un manejo forestal que considere a la sustentabilidad ambiental, se deberán tomar acciones que tiendan a mantener en ciertos niveles, o a mejorar las funciones ecosistémicas del bosque, así como sostener su integridad, aprovechándose en definitiva, de las capacidades de auto-mantenimiento del mismo. En tal caso, surge como la alternativa más conveniente, imitar adecuadamente a la naturaleza en lo referente a su régimen de disturbios para alcanzar los resultados deseados. Dentro de este proceso de imitación, es relativamente fácil decidir qué tensión agregar o remover, lo difícil es seleccionar cómo, cuánto y cuándo hacerlo. Los errores en estos aspectos suelen afectar sensiblemente la mantención de la diversidad biológica, características de los suelos, servicios ecológicos y la capacidad productiva de la tierra. Estos errores serán mayores cuanto más equivocada sea la decisión y cuanto más lejos de la zona óptima de producción del bien deseado se haga la intervención. Las malas decisiones en relación con biodiversidad pueden ser más graves en los ambientes más benignos, no solo en términos de número de especies afectadas sino en términos de histéresis y maleabilidad de la sucesión. La biodiversidad es indicadora de la información biológica en un ecosistema pero fundamentalmente de la magnitud de la incertidumbre, por lo tanto la recuperación de un bosque es más rápida en la zona más cálida y húmeda del país, pero por qué camino se llegue al mismo y que tan parecido será el estadio final al bosque original será difícil de prever. Por el contrario en los ambientes relativamente desfavorables con bosques mono o pauciespecíficos la respuesta sucesional al disturbio será más previsible aunque muy lenta. Un error en la decisión del manejo forestal en Tierra del Fuego, lleva largos períodos para lograr la recuperación del bosque.

También debe destacarse que la capacidad de la respuesta sucesional de la biota depende, no solo de la benignidad del marco abiótico, sino también de la escala del

nivel de degradación de la composición biológica y de la estructura de los ecosistemas (incluidos los paisajes) y del estado de conservación del contexto a escala de paisaje. Por lo tanto, cuando las perturbaciones son pequeñas en relación a la tolerancia de los ecosistemas, estos pueden responder de manera inercial sin perder la esencia estructural ni funcional del ecosistema de que se trata. Se puede afirmar que un sistema tiene mayor estabilidad de inercia o resistencia cuanto mayor es su capacidad para soportar disturbios. Sin embargo, cuando la perturbación es fuerte en relación a su tolerancia, los ecosistemas suelen salirse de su rango estructural y operativo normal para pasar a estadios perturbados cuyo retorno sucesional hacia estadios similares al original se realiza en tiempos que expresan su capacidad de resiliencia (aquellos que lo hacen más rápido se consideran más resilientes). Las peores decisiones de manejo forestal derivarán en graves daños a la base física del sistema (sustantivamente los suelos), generando respuestas espontáneas de la naturaleza que pueden expresarse en forma de grandes cambios en la histéresis sucesional, así como en la amplitud o diferencia que muestren los estadios sucesionales maduros respecto del estadio original previo al impacto.

Así como los disturbios a escala del paisaje, las sequías, los fuegos, las inundaciones, y otras cuestiones asociadas son fundamentales en las tasas de los procesos y el mosaico de ecosistemas naturales presentes en una región, la sinergia contingente de fenómenos naturales y sociales *sensu lato* han tenido consecuencias extraordinarias en algunas zonas de nuestro país. Un ejemplo regional muy significativo es el que fuera descrito hace más de 40 años por Morello (1970). A mediados de la primera mitad del siglo XX, en el paisaje del Chaco convergieron precipitaciones menores, una demanda de carne argentina por parte de dos países vecinos en guerra, y una tecnología incapaz de proveer lo que hoy llamaríamos una cadena de frío. Esto llevó a la concentración de ganado en pie en tierras de pastizales que generaron la interrupción de los factores de tensión que mantenían pastizales y humedales en la parte media y baja del relieve, y dispararon la sucesión antes detenida, hacia fases de leñosas arbóreas entre las que se destaca el vinal (*Prosopis ruscifolia*). Los bosques invasores aumentaron su superficie, y así se perdieron tierras de pastizales (localmente denominadas “pampas”)

y humedales antes mantenidos por fuegos y/o inundaciones, respectivamente (Figura 9).

El manejo ganadero (sistema de pastoreo) y silvícola en combinación con otros factores y disturbio naturales (sequías, muerte masiva de caña) y antrópicos (incendios) genera un mosaico de parches de vegetación de distinta composición florística y estructural. Estos parches pueden considerarse como estados alternativos del bosque original como consecuencia de distinta presión o intensidad de uso, por lo que representan distintos niveles de integridad ecológica. Los estados están, de este modo, asociados a una condición del ecosistema original con estructuras y funciones características relacionadas y, a su vez, a capacidades distintas de proveer bienes y servicios ecosistémicos.

Por fin, cada día se hacen más visibles conflictos poco advertidos hasta el presente, entre los que merecen mencionarse aquellos derivados del uso turístico y recreativo y, en particular, la expansión urbana en zonas de bosque. La consecuencia de la necesidad de tierras por parte del crecimiento de la población humana en algunas ciudades del país, genera distintos procesos de invasión sobre tierras forestales públicas, incendios intencionales y otros mecanismos que van modificando la frontera urbano-forestal.

El uso de los bosques nativos

El uso de las tierras forestales puede realizarse de diversas formas de acuerdo a las prioridades que le asigne la sociedad (Figura 10).

La explotación intensiva, como antítesis del manejo sostenible, conduce a bosques transformados y desvalorizados, que en tal condición, son más susceptibles a la conversión definitiva a otros usos, eliminando la cubierta forestal. En general, la extracción de especímenes arbóreos de tamaño comercial de ciclo largo son motivo de la extracción sobre-explotadora por razones esencialmente económicas, ya que las

empresas no se sustentan en proyectos de largo plazo, extrayendo dichos ejemplares de los bosques nativos maduros (Figura 11).

En el norte de Argentina las maderas de ciclo largo pertenecen a diversas especies longevas con maderas de mediana a alta dureza (Tabla 1). Por ejemplo, la historia de los bosques de estirpe chaqueña, en su mayoría explotados en exceso, que han sufrido la extracción de maderas comerciales valiosas como los quebrachos y *Prosopis*, y más aún, el desbalance entre las tasas de extracción y las de crecimiento, ha llevado a la transformación de bosques en distinto grado desde aquellas en que la extracción selectiva ha permitido el avance de especies secundarias, a aquellos más degradados que representan fachinales cuyo uso comercial se limita a la extracción de leña/carbón, o el uso ganadero que aprovecha el estrato gramíneo, o bien a la conversión del uso de la tierra con fines agropecuarios. Las poblaciones con bajos índices de desarrollo, muchas de ellas con predominancia de pueblos originarios (sólo en la región chaqueña habitan más de 600 comunidades de 15 etnias), participan de este proceso de degradación del bosque sin que esto contribuya de manera notoria a su bienestar y calidad de vida. La forma de tenencia de la tierra de los pobladores originales y los nuevos escenarios económico-sociales de uso de la tierra que incorporan inversores y empresas de gran capacidad de acción no son ajenos al desmonte y cambios en la región. Esta degradación muchas veces es impulsada por los mercados o por la falta de políticas de desarrollo agropecuario. En este sentido, la ley de Presupuestos Mínimos para la Protección de los Bosques Nativos (26331/07) y su decreto reglamentario (91/09) constituyen una herramienta económica para propender al manejo sostenible, sobretudo en esta fracción de poblaciones rurales de bajos ingresos. Sin embargo, durante los primeros cinco años desde la promulgación de la ley no se pudieron observar los reales beneficios en el bosque propiamente dicho.

Los bosques húmedos misioneros suelen mostrar síntomas de esta sobre-explotación, aunque el impacto generado es diferente. Estos bosques, que cubren casi 1 millón de hectáreas, están en su mayoría aprovechados con diferentes grados de alteración. Esto se refleja en un bajo valor de ocupación (área basal promedio regional de 19,7 m²

ha⁻¹) (SAyDS, 2007). La respuesta a la sobre-explotación es el incremento en la abundancia de lianas y enredaderas, en especial aumentando su participación en el follaje del estrato superior. Como ocurre en otros bosques tropicales de América, las lianas pueden llegar a poseer una alta proporción del área foliar del dosel, y crecer vigorosamente con la ayuda de un xilema con gran capacidad de transporte de agua, lo que las transforma en fuertes competidoras de los árboles. Además, esta situación empeora con ciertas bambúseas que tienden a cicatrizar los claros formando estratos bajos densos. Ambos tipos biológicos dificultan la instalación y el crecimiento de los futuros individuos arbóreos. Asimismo puede citarse que esos cambios estructurales no resultan solo de la intervención humana sino que las perturbaciones naturales pueden dar lugar a efectos similares, al menos en lo que a modificación de la estructura forestal se refiere. Algo similar ocurre en las selvas del noroeste (Yungas) donde el principal aliado de la conservación del bosque es la pendiente y la inaccesibilidad para la explotación forestal, Por el contrario grandes superficies han estado sometidas a una fuerte presión de extracción forestal llevando a una simplificación del bosque y fundamentalmente al incremento del estrato arbustivo/herbáceo lo que los hace mucho más susceptibles de incendiarse y potenciar el proceso de degradación.

Sucesivos aprovechamientos selectivos provocan la disminución de las especies comerciales en los bosques naturales comerciales, en especial en el rango diamétrico aprovechable, presentando menor frecuencia, en general, conformada por individuos de las clases diamétricas inferiores, en comparación a bosques con bajos grados de utilización. El resultado es un bosque degradado económicamente, donde los individuos del bosque presente, a aprovechar en el próximo ciclo, pertenecen a grupos o especies de menor valor de mercado. Al mismo tiempo el bosque del futuro, conformado actualmente por los ejemplares jóvenes, requiere que el manejo silvícola inmediato centre sus acciones en la restauración o la recuperación de la estructura forestal con valor comercial. O sea, por ejemplo, debe contemplar tratamientos silvícolas de control de invasoras, liberación de individuos de las clases inferiores, mejora de las tasas de cosecha de especies comerciales, y considerar las posibles consecuencias relacionadas a modificaciones meteorológicas. Este esquema de

manejo permite obtener, no solo un mejor rendimiento en el próximo ciclo, sino la mejora de la composición del bosque para los siguientes ciclos. Hasta la actualidad, sin embargo, muchas personas consideran que si bien algunas especies valiosas han disminuido (por ejemplo incienso, guayubira, grapia y lapacho en Misiones; o cedro, roble, lapacho, quina en el noroeste) otras siguen siendo consideradas abundantes (ej. guatambú, cedro, loro negro en Misiones y cebil en el noroeste) ya que los cambios en la composición de los bosques no se consideran aún excesivos. No obstante, hay estudios que informan que el aumento en la dominancia de especies exóticas utilizadas para el enriquecimiento del bosque, como son el caso de *Melia azedarach* y *Hovenia dulcis* en Misiones, perduran en él ya que se reproducen espontáneamente sin desplazar a las especies nativas, lo que ha conducido a la formación de ecosistemas noveles. El enriquecimiento con especies nativas con la finalidad de rehabilitar áreas de bosque degradado, no ha logrado hasta el momento grandes éxitos en las empresas al turno de corta aunque existen múltiples experiencias que requieren aún de mayor tiempo para evaluar los resultados. En cambio, los resultados económicos han sido más promisorios cuando se han empleado especies introducidas como *M. azedarach* y *H. dulcis* en Misiones, y *Toona ciliata* y *Grevillea robusta* en Salta. En definitiva, se requieren ensayos y estudios que profundicen o innoven en el conocimiento de la biología y ecología de los organismos involucrados, la manera de establecer los enriquecimientos y de controlar a los potenciales competidores y/o las plagas que atacan a las especies de alto valor comercial. Asimismo se requiere una nueva mirada frente a la incorporación de especies que antes no estaban presentes en el bosque original, analizando las especies que se hallan presentes de acuerdo con su papel y valor intrínseco, tanto ecológico, social y económico, debiendo prestarse atención a la dinámica de las especies involucradas (nativas e introducidas) y a los cambios continuos en composición de las comunidades bajo manejo.

En el sur de Argentina, las plantaciones forestales no fueron exitosas, debiendo basarse la industria forestal en el bosque nativo. El largo ciclo de manejo forestal de las especies comerciales (por ejemplo, lenga o ciprés de la cordillera) se corresponde a maderas de densidad media, donde las condiciones climáticas de la Patagonia son las

que determinan el lento crecimiento y condicionan los años necesarios para llegar a un tamaño de interés maderero. La entresaca selectiva como método de explotación sin silvicultura (denominado floreo) donde se extrajeron los mejores individuos en términos de sanidad y tamaño, dejó un bosque remanente de gran cobertura pero degradado comercialmente. Sin embargo, es posible un manejo sostenible que combine aspectos económicos y ecológicos, por ejemplo, en bosques de lenga de Tierra del Fuego, se dispone de estudios que plantean la factibilidad de transformar el bosque nativo en estructuras manejadas que favorecen la regeneración natural, mejoran la condición sanitaria y la cantidad de madera aprovechable, y apuntan a reducir el turno forestal a 70-100 años manteniendo niveles aceptables de conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos (Figura 12).

En Patagonia, la gran mayoría de los bosques de ñire son usados como sistemas silvopastoriles (SSP) que combinan, en una misma unidad de superficie, árboles con pastizales bajo pastoreo con ganado ovino, bovino o mixto, y en los que se presentan interacciones positivas o negativas según la región, tipo de asociación y época del año. La consecuencia del manejo ganadero y silvícola, en interacción con otros factores de disturbio naturales, resultó en un mosaico de rodales que representan distintos niveles de integridad ecológica. Los bosques de ñire bajo uso silvopastoril deberían diseñarse de manera tal de no traspasar umbrales críticos que conlleven a producir cambios a nivel estructural que determinen la pérdida significativa de los procesos claves del ecosistema y sus servicios. Actualmente se dispone de información para la implementación de SSP a escala comercial y su posterior manejo en un amplio rango de condiciones ambientales, lo que permite evaluar económicamente las intervenciones silvícolas y disponer de estrategias de manejo empresarial para aumentar el rendimiento. Además, en Argentina se cuenta con módulos demostrativos, empleados en investigaciones multidisciplinarias integradas, que funcionan con carácter de áreas demostrativas para los productores.

Ecosistemas forestales noveles en la Argentina

Un enfoque que está tomando auge en las últimas dos décadas se vincula con los denominados ecosistemas noveles. Los científicos que trabajan en el tema suelen clasificar a los ecosistemas en tres clases: históricos, noveles e híbridos.

Se designa como ecosistemas noveles a aquellos con configuraciones de especies no históricas que surgen como consecuencia del cambio ambiental generado por el hombre, la conversión del uso de la tierra, la invasión de especies, o una combinación de ellas. Son consecuencia de la actividad humana – degradación de ecosistemas, abandono de cultivos, introducción de especies, etc.-, pero no dependen de la intervención humana para su mantenimiento en el tiempo. Algunas fuerzas conductoras del cambio provocan efectos que son más fáciles de revertir, por ello es conveniente distinguir entre ecosistemas híbridos y noveles. Si bien ambos tipos de ecosistemas están constituidos por nuevas combinaciones de especies y/o de condiciones ambientales, los ecosistemas híbridos pueden retornar más fácilmente a sus condiciones históricas, en tanto los ecosistemas noveles presentan barreras que impiden alcanzar este estado con el tiempo (Figura 13).

Los ecosistemas históricos, se pueden considerar como sinónimo de bosque nativo. Esto plantea el problema de establecer el nivel de base (composición de especies, características estructurales y funcionales, así como el ambiente y tipo de hábitat que ocupa) de un ecosistema histórico particular. Esta no es una tarea fácil, ya que no siempre se tiene en cuenta el devenir histórico que genera que muchos de los bosques han sido modificados por el hombre en las últimas centurias. Tal como ya se indicó, en general, se consideran ecosistemas históricos a los previos a la colonización europea. Sin embargo, los pueblos originarios también fueron modificadores de su ambiente, y provocaron cambios en las sucesiones naturales de los ecosistemas que ocupaban. Por ende, no siempre están presentes fracciones de ecosistemas en condiciones no intervenidas que puedan ser considerados como punto de comparación para establecer líneas bases a los fines de la conservación y/o la restauración. Por otra parte, el modelo de ecosistemas noveles está acorde con la idea de cambio de la

naturaleza y permite tipificar categorías forestales operativas que atienden a las cuestiones de la persistencia y la funcionalidad de los ecosistemas bajo distintas condiciones del medio físico y de la composición biótica que asimismo son dinámicas y cambian *per se* en relación con las actividades humanas. Esto de ninguna manera debe entenderse como una flexibilización de los criterios esenciales de la sustentabilidad y la conservación de la naturaleza, sino por el contrario adaptarse a los cambios propios del aumento de la población y el desarrollo económico, ya que estos mitos y frenos dificultan el diseño de medidas de manejo sostenible.

Se puede optar por mitigar los procesos que dirigen el cambio ecosistémico, pero otra opción es trabajar con el cambio teniendo en cuenta las potenciales ventajas que dicho ecosistema novel pueda brindar, considerando que en gran medida esta situación natural sea efectivamente irreversible. La importancia del concepto e implicancia de un ecosistema novel en un mundo en constante cambio por la intervención humana es su pragmatismo. Los ecosistemas noveles pueden servir para la conservación de especies (diversidad biológica) y funcional (servicios ecosistémicos). Para el manejo forestal en este contexto, resulta importante identificar los umbrales de cambio entre tipos de ecosistemas, y a partir de ellos, evaluar las posibilidades de acción según el objetivo del manejo propuesto. Si un objetivo primordial del manejo es evitar llegar a tener ecosistemas noveles, se debe evitar traspasar un umbral irreversible. Si ello ocurre, se puede trabajar para mantener o mejorar al ecosistema novel para la obtención de determinados bienes y servicios que eran ofrecidos por el ecosistema original.

En realidad, los ecosistemas noveles no son tan noveles si se considera el traslado intencional o no, de organismos de todo tipo (por ejemplo plantas, animales, microorganismos, cultivos, plagas, enfermedades) por todo el mundo, tan característicos de la actividad humana en los últimos milenios (Figura 14). El Amazonas, el centro de Australia y el norte de la región Holártica se han mantenido relativamente silvestres, pero la mayoría de la biósfera terrestre se ha visto influida por estas invasiones o ha sido convertida al uso intensivo en los últimos 250 años. En Hawaii se ha observado un incremento cercano al 100% de la riqueza regional de especies como consecuencia de

las especies introducidas; se llegó a la conclusión que la introducción de algunas especies, como por ejemplo fijadoras de N_2 , fortalecen los procesos ecosistémicos y que estos pueden mantenerse aún con pérdidas importantes de especies nativas. En un ejemplo argentino, a nivel de la región del Delta Inferior, del total de las 632 especies vegetales citadas para él, el 16 % es riqueza específica de origen “exótico” (102 especies).

En Argentina existen más ecosistemas noveles de lo que muchos suponen, si bien persisten regiones importantes donde la escasa presencia y actividad humana permite la existencia de ecosistemas históricos. Algunos como se ha señalado derivan de cambios o introducciones de especies animales o vegetales sin cambios en la fisonomía forestal dominante, otros implican ingreso de especies con cambio fisonómico notorio, y un tercer caso se producen en ecosistemas vecinos a los bosques pero que terminan afectando a estos. En principio, los que se mencionan a continuación a modo de ejemplos se consideran noveles, aunque en algún caso, podrían ser clasificados como ecosistemas híbridos. Las selvas del NEA contienen especies inicialmente cultivadas que se han asilvestrado, y sin ser muy abundantes hoy integran el dosel forestal, entre ellas *Hovenia dulcis* y *Melia azedarach*, que por otra parte son promisorias en términos de enriquecimiento y revalorización económica del bosque explotado. En el NOA pueden mencionarse también la presencia de naranjos amargos (*Citrus* sp) y ligustro (*Ligustrum lucidum*), esta última especie originaria de la China que también ha invadido el Delta del Paraná, la selva marginal del Río de la Plata, los bosques de tala bonaerenses, y hasta conforma también manchones de bosque puro (Lámina 2). En el Delta y la costa rioplatense, el mosaico de humedales y albardones da lugar a la presencia de distintos contingentes de especies. En los ambientes de bajo (pajonales) predominan 4 especies introducidas (lirio - *Iris pseudacorus* -; madreSelva - *Lonicera japónica* -; ligustrina - *Ligustrum sinense* - y zarzamora - *Rubus* sp-). En los parches de los bosques nativos de albardón (ej. el seibal y el monte blanco) hay elevada cobertura de especies como ligustrina, ligustro, madreSelva, mora (*Morus alba*) y arce (*Acer negundo*). Los cambios topográficos e hidroperiódicos que provocan una mayor tasa de circulación de agua y nutrientes

(incluido el oxígeno) favorecen a especies como el ligustro, la ligustrina, la zarzamora, el ombucillo (*Phytolacca tetramera*), y otras. El control microtopográfico del hidroperiodo, y las bajas tasa de infiltración y conductividad hidráulica de los jóvenes suelos del Delta -con predominio de texturas finas, nulo desarrollo de estructura y baja porosidad- influye definitivamente en la distribución de las especies según sus requerimientos de nicho. En el bosque ribereño los ecosistemas noveles de albardón incluyen 16 especies introducidas, de las cuales 7 son fuertemente invasoras: ligustrina, fresno (*Fraxinus pennsylvanica*), acacia negra (*Gleditsia triacanthos*), madreSelva, zarzamora, arce y ligustro.

En el Chaco, el vinal (*Prosopis ruscifolia*), una especie nativa que en la actualidad está distribuida en unos 2 millones de hectáreas, se ha expandido como otras leguminosas, como consecuencia de intervenciones y fenómenos naturales que han modificado las condiciones sucesionales. En este último caso al tratarse de una especie nativa, se tiende a creer que enormes superficies forestales son “naturales” cuando son directamente resultado de la actividad humana del pasado. Entre los animales, diversas especies de ciervos introducidos, y jabalíes europeos (*Sus scrofa*), son parte del espinal y los bosques subantárticos y otras unidades de vegetación; el caracol gigante africano (*Achatina fulica*) un polífago de reciente ingreso en la selva de Misiones, constituye un ejemplo de especie introducida de riesgo para caracoles nativos, la agricultura y la transmisión de enfermedades al hombre. Entre otras especies arbóreas de otras latitudes que se han naturalizado se encuentran en la provincia de Buenos Aires, *Gleditsia triacanthos* (acacia negra) y *Robinia pseudoacacia* (acacia blanca) en diversos sitios de la llanura pampeana, *Pinus halepensis*, de conos serotinos, en los faldeos de la Sierra de la Ventana dentro del Parque Provincial Ernesto Tornquist donde reemplaza los pastizales nativos; también *Ulex europea*, planta espinosa que invade los bordes de arroyos y forma una faja de bosquecillos densos impenetrables al oeste de las mismas sierras. En la Tierra del Fuego, el avance de las poblaciones de castores (*Castor canadensis*) en los valles ha llegado hasta el límite altitudinal del bosque, y no solo ha cambiado las características de los ríos y sus márgenes inundables con la formación de diques y embalses, sino que parte de los bosques de *Nothofagus* afectados no se recuperan por largos períodos de tiempo,

siendo convertidos a pastizales (Lámina 3). Controlar estas especies no es tarea fácil ni económicamente barata y la falta de políticas gubernamentales que prioricen la erradicación hace pensar no solo en barreras ecológicas sino también institucionales. Los ecosistemas noveles son, como los nativos, a veces deseables y a veces indeseables para el hombre, según suministren bienes o servicios, o por el contrario, compitan con finalidades beneficiosas de mayor interés económico y/o que puedan considerarse malezas o plagas según se trate de plantas o animales. El límite entre la consideración de una especie como maleza o plaga de un recurso puede ser muy sutil, y en algunos casos las normativas legales han cambiado para proteger lo que antes se combatía (guanacos en Patagonia, loros en el Chaco, tigre en las Yungas y Misiones, liebre europea en Buenos Aires) mas allá de su origen. Como suele decirse, la realidad depende del observador, desde el punto de vista de quienes tienen la responsabilidad de gestionar los ecosistemas “vírgenes” (históricos, en la triada de esta sección) el ingreso o el aumento de la abundancia de especies ajenas a estos ecosistemas no es bien vista; por el contrario, para otros observadores suele ser bien vista si las especies naturalizadas resultan ser fuente de maderas, alimentos, productos forestales no maderables, agregan valor estético o cinegético, atraen al turismo, etc.

La Argentina agropecuaria, los bosques y las plantaciones forestales

Es innegable que la Argentina ha basado su economía histórica y actual en el desarrollo del sector agropecuario, y que la política llevada adelante por el país así lo evidencia. Esto se refleja en las actuales instituciones del país, donde el desbalance entre los recursos financieros destinados a los bosques y a los principales cultivos agropecuarios es evidente, por ejemplo, dentro del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) o el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Asimismo, luego de la desaparición del Instituto Forestal Nacional (IFONA), la gestión administrativa del recurso forestal del país quedó dividida entre dos organismos de rango ministerial, según se trate de bosques nativos (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable) o de plantaciones forestales (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca). Un ejemplo, es la deforestación de los bosques

nativos en la Argentina, que no se ha detenido, pese a la implementación de la ley de Presupuestos Mínimos para la Protección de los Bosques Nativos (26331/2007). Si bien hay mucho esfuerzo por parte de estos organismos y sus técnicos, incluso cooperación entre ellos y con otras instituciones científicas y académicas, se cree que podría mejorarse la política sobre la gestión de los bosques, así como muchos problemas derivados de decisiones acerca del desarrollo y el ordenamiento territorial, si se le brindara a los bosques la jerarquía institucional que merecen. Las universidades no están exentas de tener que revisar profundamente los diversos aspectos académicos relacionados con la enseñanza forestal, para poder satisfacer no solo la demanda y necesidad de profesionales en el país, sino para ponerse por delante de lo contingente y formarlos para contribuir con su conocimiento y acción a rediseñar el uso y conservación de los recursos y funciones de los bosques.

Puede afirmarse que las condiciones ambientales que definen la existencia de una gran parte de bosques nativos, están en estrecha relación con aquellas áreas de importancia para la producción mediante plantaciones forestales y agrícolas. Dejando de lado las áreas correspondientes al sistema de áreas protegidas que se supone no deberían correr riesgos, la comparación de la distribución geográfica de las superficies de bosques nativos, la de plantaciones forestales y la dinámica evolución de las superficies de cultivos agrícolas intensivos resulta sustantiva para comprender gran parte de las pérdidas de la superficie original del bosque nativo (Figura 15)

Los datos sobre una superficie original casi 100 millones de hectáreas a principios del siglo XX son muy discutibles. Para que esta hubiera sido la superficie original, la deforestación hasta 1937, fecha para la cual se dispone del primer dato de superficie de bosques confiable, debió haber sido equivalente al doble del resultante de aplicar la tasa de desmonte durante el *boom* de la soja aplicada por 100 años. Por eso, es conveniente referirse solo a la evolución de la superficie de bosques nativos con posterioridad a 1937 (Figura 17). Para el año 2006, la superficie boscosa nativa era cercana a 29 millones de hectáreas.

El desmonte o la deforestación neta es la resultante de procesos de pérdidas y ganancias de biomasa arbórea, o su equivalente en caracteres estructurales como la densidad y altura de árboles, y una superficie de referencia establecida, que, a partir de cierto valor mínimo y dependiente de la definición de bosque empleada, resulta en la reducción de las superficies de bosque. Las pérdidas son el resultado del desmonte, en tanto las ganancias derivan de la respuesta sucesional espontánea y los factores que la controlan. La detención de la sucesión en sus etapas más incipientes de los sistemas de reemplazo es lo habitual en los cultivos convencionales intensivos; ese control se realiza sobre las plantas que acompañan a los cultivos de granos o forrajeros (aquellas comúnmente denominadas malezas) mediante tareas mecánicas, químicas, culturales o integradas. En tal caso la biomasa es prácticamente solo la del cultivo que se retira en la cosecha y por ende no representa aportes netos significativos. Pero en los sitios de bosque desmontados o cultivados abandonados a la sucesión, hay ganancia de biomasa. La acumulación de biomasa es dependiente de la velocidad de la sucesión. Esta última es diferente en las distintas tierras forestales del país y, en contraste con el instantáneo desmonte, determina los tiempos de recuperación de las cubiertas vegetales espontáneas. En áreas como el Chaco seco occidental el proceso de recuperación sucesional resulta extremadamente lento debido al régimen hídrico, en tanto en los bosques húmedos de tierras bajas del NOA y NEA la biomasa original se recupera en menos de 3 décadas. El proceso de deforestación se caracteriza por su variabilidad espacial y por ser la resultante de la sinergia entre diversos factores, que incluyen los socio-económicos, climáticos y tecnológicos. Entre las causales directas que han contribuido a la retracción en la superficie de los bosques de nuestro país se señalan el avance de la red ferroviaria, la urbanización del territorio y la incorporación de maquinaria de aserrío conjuntamente con la ausencia de políticas regulatorias y más recientemente, el avance de la frontera agrícola y en menor medida, la forestación con especies forestales exóticas. Como ejemplo de la expansión de los cultivos anuales, principalmente la soja, se cita a los bosques de la región chaqueña (que concentra más del 80% de la deforestación en la última década), en donde el proceso de deforestación alcanzó tasas del 2,8% anual durante el período comprendido entre los años 1969 y 1999, lo que representó una pérdida de aproximadamente 1,2 millones de hectáreas de

bosques. El desmonte con la finalidad de generar áreas de pastoreo para el ganado es considerado una de las principales causas de deforestación en el Espinal. De este modo en el Espinal entrerriano, entre los años 1987 y 2009 se eliminó el 60% de la superficie del bosque nativo. En los talaes (bosques de tala y coronillo) ubicados entre las localidades de Magdalena y Punta Indio, durante el período comprendido entre los años 1987 y 2007 la tasa de deforestación fue 0,38 % anual y en el Caldenal (Espinal) de 0,82% anual. La provincia de Misiones, por otra parte, ejemplifica el reemplazo del bosque nativo por la forestación con especies exóticas. Se estima que la pérdida de estos bosques representa más del 45% de su superficie original. Lejos de detenerse este proceso continua hasta al presente, aunque, de acuerdo con datos oficiales, muestra una desaceleración a partir de la aprobación de la ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (26331/07).

En las selvas del noroeste dicho proceso de reemplazo de ecosistemas forestales está claramente diferenciado y concentrado en el piedemonte húmedo, de escasa pendiente y alta fertilidad, donde se concentran los cultivos de caña de azúcar y más recientemente de soja. Los cítricos suben un poco por las pendientes en pequeños parches. Por el contrario, en las superficies forestales por encima de los 500-700 m snm y del 5% de pendiente la deforestación es inexistente; allí los bosques se encuentran en general en un estado aceptable de conservación y en muchos casos están aumentando su cobertura por encima de la tradicional línea altitudinal de bosques, lo que se atribuye a una combinación de más humedad y menor presión de pastoreo. En muchos sitios (por ej. en Tucumán), la presencia de especies exóticas son claves en estos procesos de recuperación de la cobertura arbórea.

El reemplazo del bosque nativo es muy visible, por la reducción de sistemas arbóreos altos y longevos a estructuras herbáceas bajas, allí donde la frontera agrícola se expande continuamente, y es más activa actualmente hacia la zona del Norte de Córdoba, Este de Salta y Chaco, y en Santiago del Estero. Menos visible, es el caso de Misiones, donde también avanza el reemplazo de tierras de árboles por soja, pero donde las plantaciones forestales (25% de la superficie de cultivos intensivos de la

Provincia), por ejemplo de *Pinus* en el norte de la provincia, están insertas en la selva, que queda reducida a los bordes de las plantaciones en las cercanías de arroyos y áreas marginales. Pero una plantación forestal no es el equivalente a un bosque nativo, ya que aunque la estructura forestal tiene alguna similitud, la biodiversidad y los servicios ambientales que ofrece se reducen notoriamente, y su mantenimiento depende de factores exógenos del sistema. En menor medida, pero en el mismo sentido, ocurre entre un bosque nativo bajo una dinámica natural y un bosque nativo bajo un manejo intensivo, donde se produce una pérdida de biodiversidad y servicios ambientales. Es por ello, que son necesarias mejores técnicas de manejo silvicultural y de ordenamiento territorial, que deberían garantizar el mantenimiento de la biodiversidad y de las funciones ecosistémicas.

En Misiones, la mayoría de las plantaciones forestales actuales son de segunda y tercera rotación. En su mayoría corresponden a especies de *Pinus*, registrándose en el presente un avance de las de *Eucalyptus* y, un retroceso de las plantaciones de *Araucaria angustifolia*. La experiencia existente para un manejo adecuado de las plantaciones de pinos, da un panorama de las posibilidades de reducción de los impactos negativos vinculados con la silvicultura tradicional en la zona. Esto es más importante si se considera que la actividad, inicialmente establecida en suelos muy productivos y accesibles, actualmente mueve su frontera hacia tierras menos productivas y de difícil accesibilidad. Las plantaciones para madera para aserrado se realizan con una planificación de todas las actividades a realizar durante el ciclo de cultivo, de hasta 20 años de duración, ajustado a distintas condiciones de los sitios. La planificación contempla una densidad inicial óptima de plantación, un programa de raleos y podas para producir fustes rectos con madera libre de nudos, cosechas con menor impacto ambiental sobre los suelos, control de la apertura del dosel para que el control químico o mecánico de la vegetación herbácea y arbustiva sea limitado y que no haya mortalidad de árboles remanentes por falta de luz, el mantenimiento del máximo incremento de área basal, y asimismo condiciones que faciliten el ingreso de especies nativas. También incluyen el control de las condiciones en que se realizan las operaciones preparatorias y la cosecha mecanizada para que estas puedan efectuarse

normalmente, y asimismo evitar la compactación de los horizontes superficiales del suelo, conservar la integridad física de los árboles remanentes en caso de cosechas parciales, y evitar daños que viabilizan el ingreso de patógenos y, el manejo de los residuos de cosecha. Los estudios permiten advertir que la cosecha forestal del tipo fuste con corteza, a diferencia de la cosecha del tipo árbol entero, tiene la ventaja de dejar los residuos (hojas y ramas) esparcidos sobre el terreno, con lo que ayudan a minimizar la erosión hídrica, retener nutrientes y aumentar la infiltración. Este aspecto contrasta con la práctica frecuente del productor de eliminación de los residuos mediante quemas, justificada en las facilidades que otorga al empleo de maquinaria y control de las hormigas plaga; esta práctica tiene el problema de pérdida de nutrientes por volatilización y lixiviado. Experimentos de laboratorio en curso demuestran que la trituración e incorporación de los detritos al suelo facilitaría la conservación y más rápida disponibilidad de nutrientes. En el norte de Misiones, se puede constatar que las plantaciones forestales pueden constituir un camino económica y ecológicamente viable para lograr conservar la biodiversidad y otros aspectos ambientales conexos, allí donde se ha deforestado y reforestado con especies de crecimiento rápido. En estos lugares, cuando la fragmentación no ha sido excesiva, las plantaciones viejas y abiertas se constituyen en guarderías para especies nativas de la selva que invaden los estratos bajos y ayudan a recolonizar y reinstalar el bosque nativo. En Misiones, las plantaciones de *Pinus* presentan renovales de hasta 80 especies del bosque nativo. La vegetación nativa bajo la plantación puede ofrecer alimento y refugio a la fauna nativa y amortiguar el efecto de barrera ecológica que ejerce la plantación pura al movimiento de los animales. Las plantaciones forestales y los bosques nativos son importantes pues revierten el exceso de escurrimiento superficial y la erosión que se observan en superficies desmontadas de cierta envergadura, aumentan la infiltración y permiten la elevación del nivel de la napa freática a niveles anteriores al desmonte. La presencia de especies de la selva está relacionada a la especie cultivada, el uso previo del suelo, a la edad de la plantación y al manejo silvícola. Las forestaciones de *Araucaria angustifolia* son más ricas en especies nativas que las de *Pinus* y estas mayores que bajo *Eucalyptus* (Figura 18). En general, los rodales de más edad, raleados y podados presentan una mayor cantidad de especies nativas en el sotobosque. Las plantaciones

instaladas en sitios antes ocupados por bosque nativo presentan una mayor cantidad y un ensamble diferente de especies en comparación a sitios provenientes de usos agrícolas. La persistencia del banco de semillas y de plántulas, así como el rebrote desde tocones y estructuras vegetativas remanentes, parecen ser claves para la presencia de las especies en el sotobosque de las plantaciones. Por otra parte, a nivel de paisaje, la menor distancia de la plantación a la selva circundante es la variable que refleja la mayor abundancia de especies nativas, principalmente las dispersadas por viento. También las aves juegan un papel de importancia en el mosaico de comunidades arbóreas nativas e implantadas que influyen en la riqueza de especies vegetales nativas en las forestaciones. Los paisajes más conectados y menos fragmentados permiten la existencia de un mayor número de especies, especialmente aquellas que son típicas del bosque nativo por sobre las generalistas.

El caso misionero de relación entre plantaciones – especies del bosque también se observa en las Yungas, pero ambos son opuestos a lo que se observa en el NE de Entre Ríos. En las plantaciones de *Eucalyptus grandis* los problemas con plantas herbáceas y sub-arbustivas, y con hormigas cortadoras ocurre en la fase de instalación de plantas; pero la plantación forestal cerrada, que reemplaza a los bosquecillos abiertos y pastizales heliófilos de Entre Ríos, elimina prácticamente toda presencia de plantas nativas, como asimismo duplica el consumo evapo-transpiratorio y no aportan prácticamente agua a la napa freática en condiciones de plantaciones al turno bajo lluvias anuales promedio.

Por otra parte se ha observado un importante reclutamiento de especies nativas (tala y coronillo) en plantaciones de pinos y eucaliptos ubicados en los albardones de conchilla costeros del Río de la Plata. Lo que resulta muy notorio es que el buen reclutamiento de plantas arbóreas nativas bajo las plantaciones contrasta con la ausencia de reclutamiento de tala bajo el bosque cerrado de la misma especie.

Otra situación es la del Delta del Paraná. El uso forestal de los humedales de graminiformes (particularmente los pajonales), que ocupan las tierras bajas, se

fundamenta en la reducción de los efectos negativos de las tensiones ocasionadas por el largo periodo de permanencia del agua en superficie y la anoxia en el agua y suelo resultante de la actividad microbiana de descomposición aeróbica. Para ello, se drena y realiza un terraplenado para la instalación de plantaciones de álamos y sauces que encierran entonces condiciones favorables para su crecimiento. Esas tareas cambian el ambiente de dicho hábitat: la anaerobiosis original da lugar a la presencia de oxígeno en el suelo, y el sistema pasa de ser un sistema abierto a los aportes de agua y sedimentos a un sistema con flujos regulados. El reemplazo de los pastizales inundables por plantaciones de álamos en sitios terraplenados y drenados tiene consecuencias sobre la porosidad de los suelos, con pérdida de volumen edáfico por subsidencia y compactación y con efectos sobre los flujos hidrológicos y gaseosos. También los nutrientes se redistribuyen en el suelo con acumulación en superficie, sales en estratos intermedios y pérdida de fósforo lábil al momento del drenaje en los estratos más profundos del suelo. Asimismo, existe una redistribución de la materia orgánica como resultado de la conversión a plantación forestal que contribuye a explicar los cambios en el suelo: hay mayor acumulación de carbono orgánico y nutrientes en los fustes, la caída foliar de los árboles deciduos constituye un mantillo con menos necromasa que el original pero rico en nutrientes, las raíces penetran más profundamente en los suelos oxigenados que la vegetación espontánea original y enriquecen en materia orgánica a esos horizontes, y el conjunto de consecuencias favorecen la velocidad de descomposición. En suma, este tipo de aterraplenado y drenaje implica cambios profundos en la estructura y funcionamiento de la base física sobre la que se apoya el cultivo forestal; de hecho es una conversión de un ambiente de pantano a un ambiente de tierra firme húmedo. Una de las consecuencias a esperar en éstos casos es que la reducción del stress que favorece a los árboles implantados también de oportunidad de ingreso a otras especies espontáneas, nativas e introducidas en el sotobosque cuya competencia se controla en los primeros años de la plantación; sin embargo cada vez más productores forestales asocian la forestación con la cría de ganado vacuno, por lo que a partir del rolado, o rastreado, e incluso la implantación de algunos verdeos de invierno con avena, disminuyen la competencia de estas especies con las especies de valor forrajero. En aquellas plantaciones donde el

agua ingresa poco y el ambiente se hace más terrestre aún, el ombucillo coloniza el sotobosque, y es controlado con glifosato o a partir de ingreso de agua en superficie. Pero la heterogeneidad ambiental del Delta permite el uso forestal de sitios con otros ambientes. Por ejemplo los albardones en sistemas terraplenados y drenados (cerrados), se mantienen muy secos por lo que se destinan a ganadería o álamos; los álamos crecen a muy baja tasa durante los veranos secos, con caída foliar que manifiesta su stress hídrico. En cambio, en el Delta frontal donde las crecientes suceden a partir de sudestadas con recurrencia elevada de ingreso de agua asociada a una baja permanencia y donde los sistemas productivos son a zanja abierta o atajarepunte, es decir abiertos, o semiabiertos debido a un pequeño incremento de la cota de los albardones por movimientos de tierra, el hidroperiodo resultante es distinto y los albardones son expuestos al ingreso de agua y nutrientes, lo que permite que los álamos expresen mejores crecimientos y sanidad que en los albardones dentro de diques.

En el sur del país, las plantaciones forestales representan unas 90000 ha. Están ubicadas principalmente en la faja ecotonal entre el bosque y la estepa de la Patagonia norte. La especie con mayor superficie implantada es *Pinus ponderosa* con unas 70000 ha, aunque también se cultivan otras como *Pseudotsuga menziesii* y *Pinus radiata*. Estos cultivos se instalan sobre estepas nativas del piedemonte. Los disturbios provocados facilitan la introducción de especies ajenas a las comunidades originales; la competencia de la vegetación espontánea sobre los plantines arbóreos existe, posiblemente debida a la extensión de las raíces de plantas nativas que compiten por el agua, pero ese efecto debe sopesarse con los efectos positivos de su presencia que sirve para proteger los plantines de los fuertes vientos y la erosión hídrica. Si bien hasta el presente no existe la necesidad de control, existe un frecuente establecimiento de plantines fuera de las plantaciones que invade el bosque nativo y la estepa circundante.

Estos ejemplos destacan que las consecuencias de una plantación forestal dependen del sitio, el manejo y la ordenación forestal. La combinación de generar plantaciones forestales en áreas críticas de conectividad por pérdida de bosques puede ser una buena alternativa que combina variables económicas como ecológicas. Sin duda y

como resultado de los fuertes procesos de cambio de uso del suelo en tierras forestales, se requerirá trabajar “a la escala de los problemas” y ello sólo se podrá realizar si se vinculan activamente los intereses económicos y productivos con los ambientales y/o conservacionistas.

Sistemas físicamente controlados, biológicamente acomodados y bajo stress

En las secciones anteriores se han delineado las características de algunos tipos de bosques nativos de distintas latitudes de la Argentina. Cabe ahora hacer algunas categorizaciones generales de los mismos que permitan establecer cuáles son los factores que gobiernan no solo a los bosques nativos *per se*, sino también a su manejo forestal. Se ha mostrado sucintamente que en los bosques húmedos tanto del NEA como del NOA, las condiciones climáticas benignas que dominan la región montana baja han facilitado sistemas multi-específicos, donde la competencia es ejercida por distintas especies y tipos biológicos en diferentes etapas de la ontogenia de los árboles, pero donde se verifican también procesos simbióticos de distinto tipo (micorrizas, fijación de N atmosférico, epifitismo, polinización, dispersión zoocora, etc.) en una trama estructural, composicional y funcional compleja. En este contexto, el manejo del bosque mediante transformación (por ejemplo, enriquecimiento) tiene sus principales preocupaciones en los potenciales competidores vegetales y plagas animales. Por ejemplo, en el caso de enriquecer con cedro (*Cedrela fissilis*), la abundancia de la barrenadora del brote *Hypsipyla grandella* es una limitante. Esto obliga a un cuidadoso diseño de los anchos de faja de plantación, las limpiezas post-plantación y de las inter-fajas que permitan suficiente luz para las especies de enriquecimiento de carácter heliófilo (por ejemplo, cedro, loro negro, caña fístola, lapacho, afata o peteribí), y a su vez, controlen a competidores y plagas que también se ven favorecidos por la mayor disponibilidad de luz. Asimismo, los ecosistemas de reemplazo constituidos por especies de maderas blandas de crecimiento rápido, que se manejan en estados equivalentes a etapas sucesionales menos maduras, enfrentan como problema principal la competencia de lianas y cañas en Misiones y de malezas herbáceas en el NOA; pero por otro lado, pueden cooperar en la restauración,

rehabilitación y conservación si se manejan adecuadamente la estructura forestal para crear una matriz nodriza que favorece el ingreso de plantas esciófilas del bosque nativo. Estos bosques de Argentina, se corresponden a los denominados ecosistemas biológicamente acomodados, en los cuales el stress abiótico es bajo y la alta complejidad biótica hace predominar los efectos de una gran competencia (Tabla 2). Los aspectos positivos y negativos para su manejo han de estar centrados en la consideración de los otros organismos.

En las regiones donde la estacionalidad térmica o hídrica es marcada, por ejemplo en Tierra del Fuego, la competencia inter-específica no adquiere la importancia destacada para los bosques anteriores y, por el contrario los factores físicos predominan. Pero hay diferencias importantes entre los bosques insulares del sur, sin cañas, y los del norte de la Patagonia continental con cañas. En los bosques de lenga aparecen respuestas adaptativas (por ejemplo, glicoproteínas que protegen a las hojas del congelamiento por las bajas temperaturas) y de aclimatación (caída foliar en el caso de las deciduas, estacionalidad del crecimiento, reducción del tamaño y cambio de forma de la planta, y otras) individuales, así como también de estructuras comunitarias (bosques con superficie del dosel en forma de tejado que favorece el deslizamiento) que aumentan la tolerancia a vientos fuertes, nieve, frío, etc. La intensidad y confluencia de efectos permanentes y agudos tiende a aumentar hacia la parte alta de la montaña fueguina, si bien los cambios morfológicos de la planta resultan en una mayor tolerancia a las condiciones extremas en el límite altitudinal del árbol. Sin embargo, algunos de los efectos antes mencionados frente a factores físicos están fuera del rango de tolerancia de ciertos tamaños de plantas de lenga, o de las biomásas a que arriba el rodal en un momento determinado del ciclo. En el caso de los bosques basales, que son los de mayor interés comercial por su crecimiento erecto aunque lento, da lugar a rotaciones largas que exigen cuidado en la silvicultura del rodal como en la ordenación, si se trata de evitar cierta homogenización estructural del paisaje, debido a la acumulación de superficies de tierras con plantas de pequeño porte de diferente edad. Los bosques basales erectos de lenga de Tierra del Fuego, con casi 500-700 mm.año⁻¹ de precipitaciones, una temperatura media de aprox. 6°C al nivel del mar y suelos que se

congelan superficialmente en invierno, son ejemplo de bosques físicamente controlados. El volteo por el viento suele ser un factor muy importante a considerar para el manejo de bosques de producción. Una alternativa silvícola que incrementa la heterogeneidad de los rodales bajo manejo de los bosques de lenga se realiza manteniendo retenciones agregadas (parches de bosque original), dispersas (ejemplares maduros dispersos) y mixtas (una combinación de las anteriores), como asimismo de la necromasa sobre el suelo mineral, con el objeto de asegurar la regeneración del bosque y conservar estructuras que aseguren sitios de refugio y dispersión de las demás especies del bosque. Al no ser importante la competencia con plantas del sotobosque, aunque sí herbivoría por guanacos, el efecto de los factores físicos se hace más notable. Los requerimientos lumínicos de la lenga requieren abrir el dosel forestal, y eso a su vez expone a las lengas a los efectos de desecación de plántulas y volteo de árboles causados por los fuertes vientos. Esto exige un adecuado diseño de las estructuras forestales resultantes de los distintos tipos de retención según las condiciones específicas del sitio. En suma, los factores meteorológicos y geomorfológicos suelen tener mayor incidencia que los biológicos (salvo ciertas enfermedades) en el funcionamiento y la dinámica de estos ecosistemas físicamente controlados.

Existe un tercer grupo de ecosistemas con características parecidas a los bosques físicamente controlados, son los denominados ecosistemas bajo stress (Figura 19). En el gradiente altitudinal y a medida que aumenta el stress térmico por bajas temperaturas, la acumulación de nieve, el riesgo de avalanchas, los derrumbes y el efecto del viento, las lengas van disminuyendo su altura, curvando la base de sus troncos y finalmente formando un bosque achaparrado cerca del límite altitudinal. Esas fajas superiores constituyen sistemas bajo tensión muy fuerte importantes como bosques de protección. Algunos de éstos son muy frágiles y la modificación del medio puede conducir a su deterioro y desaparición. Los bosques de la Tierra del Fuego se hayan, en realidad, en el límite entre los ecosistemas físicamente controlados y bajo stress. Solo la variedad intra-específica permite cumplir distintos roles que en otras circunstancias cumplen diferentes especies. A similar elevado grado de stress, pero en

condiciones frías y secas se puede citar al bosque de queñoa de Puna de Salta y Jujuy. Un ejemplo en cierta medida similar, en el contexto del NOA montano a menor altitud que el anterior y más húmedo, es el de los bosques monoespecíficos de aliso del cerro donde una combinación de limitantes ambientales (temperaturas) y antrópicas (fuego y ganadería) condicionan la estructura y el ascenso altitudinal de los mismos en la montaña. En otros casos, como el del vinal ya explicado, los factores de tensión periódicos (fuegos e inundaciones) detienen periódicamente el avance sucesional que conduce al bosque, manteniéndola en la etapa de pastizales; la eliminación de estos pulsos por el contrario encamina el avance sucesional hacia el vinalar. En consecuencia en las zonas tropicales y subtropicales húmedas aumentarán los riesgos de que las intervenciones con fines de producción puedan desencadenar el crecimiento de plantas que afecten la producción preexistente, en éste caso la pecuaria.

Por otra parte, las costas de los grandes ríos pueden mantener sistemas estabilizados que forman una zonación, que remedan etapas sucesionales por el efecto de la duración de la inundación del margen del río. Estas fases como se ha dicho no evolucionan más adelante en la sucesión y en ese sentido no se deben confundir con estados temporarios, transicionales de la sucesión. Por ejemplo, el Delta del Paraná, un mosaico con predominio de bosques ribereños (monte blanco, ceibales, sauzales) en los albardones, y pajonales inundables en el interior bajo de las islas, constituye un complejo paisaje donde el régimen del agua de los ríos combinado con la topografía, da lugar a hábitats emergidos con distintos hidroperiodos. En cada uno de esos hábitats con hidroperiodo diferente, el agua es el factor de tensión que (a través de su combinación de frecuencia de recurrencia de las crecientes, duración o permanencia de los periodos de saturación y anegamiento, y la velocidad de circulación o tasa de recambio del agua) pone límites a la complejidad de las comunidades en ellos. Así en los albardones, con mayor frecuencia y menor persistencia de cada evento de inundación y alta tasa de circulación de agua y nutrientes (incluido el oxígeno en el sustrato) se presentan bosques, en tanto en los sitios bajos la mayor permanencia del anegamiento y la menor tasa de recambio de agua y nutrientes genera humedales con graminiformes. En estos ecosistemas bajo stress ocurrieron eventos, como las

inundaciones de 1982-1983 que duraron 14 meses, la de 1998 que inundó las islas durante 7 meses, o los eventos de sudestadas con mayores recurrencias pero de menor intensidad (Figura 20); en los ambientes más bajos (80 % de la superficie) se observan pocas etapas sucesionales y el dominio de comunidades de *Scirpus giganteus* (pajonales) y *Schoenoplectus californicus* (juncales).

Los deslizamientos de laderas y los aluviones fluviales en el NOA son factores importantes de stress que condicionan los procesos de la dinámica forestal y el reclutamiento de ciertas especies que dependen de los mismos y que pueden persistir en la sucesión por mucho tiempo e incluso durante todo el proceso sucesional hasta el nuevo disturbio. En ese sentido actividades humanas que favorecen los procesos de remoción en masa como la construcción de caminos y la generación de infraestructura hidrocarburífera, promueven la dominancia de estas especies “amigas” de los disturbios

En otros ejemplos los sistemas bajo stress pueden ser francamente regresivos y perder diversidad con el tiempo, como ejemplo en ambientes salinos que evolucionan a salares.

El cambio climático y las zonas de bosques y plantaciones forestales

Mirando al futuro, una de las grandes preocupaciones que enfrenta el hombre en relación a los bosques y plantaciones forestales, es el cambio global y dentro de éste los efectos del cambio climático. Los bosques espontáneos son estructuras ecológicas cuya auto-organización, en nuestro país, lleva desde varias décadas a centurias.

Asimismo, la actividad forestal en las tierras dedicadas a tal fin es de mediano a largo plazo, debida a los turnos plurianuales de los árboles y a la ordenación forestal, y de ella deriva una gran incertidumbre asociada al efecto de la variabilidad climática, los cambios en la demanda y los precios de mercado, etc. El cambio climático también plantea muchas incertidumbres sobre la dirección y magnitud de dichos cambios, y donde a largo plazo las incertidumbres de ambos aumentan. Lo que se describe a

continuación, incluye resultados de la observación y mediciones a campo, la aplicación de modelos de simulación y especulaciones en base al conocimiento preexistente. Gran parte de la información acerca de las tendencias de cambio climático se han resumido de Castillo Marín (2009).

Gran parte de la variabilidad climática que experimentan grandes superficies del territorio argentino, se vinculan con variaciones de las condiciones de la superficie oceánica, en especial en sus corrientes cercanas a los Trópicos, que están asimismo asociados con cambios atmosféricos. Entre las teleconexiones se destaca el fenómeno denominado ENSO (acrónimo de *El Niño - Southern Oscillation*), que en Argentina produce variaciones del clima a lo largo de todo el país, pero especialmente en la zona centro y este. También la variabilidad interanual de las precipitaciones primaverales en la cuenca del Plata se explica en más de un 50% por la variabilidad en el Pacífico ecuatorial. Además, la variabilidad observada en los océanos Índico y Atlántico está vinculada con la variabilidad climática en el sur de Neuquén o el Litoral.

En la Argentina, durante las últimas cuatro décadas del siglo XX ocurrió un aumento térmico menor al norte de los 40°S cuando se registró, y entre 1960 y 1980 se produjo, un incremento notorio de las precipitaciones. Un aumento mayor de la temperatura de la superficie se registró en la Patagonia e islas del Atlántico sur.

En el NEA y centro del país el aumento de las lluvias anuales impulsó la expansión de la frontera agrícola desde La Pampa al Chaco, hacia el oeste de las áreas tradicionales de cultivo. También produjo el aumento de áreas anegadas en forma periódica o permanente. Los ríos de la región tuvieron un incremento del caudal. Los eventos extremos, un rasgo del cambio climático, aumentaron su frecuencia: lluvias extremas en el este y centro, vientos intensos y granizo. En el Litoral y la Mesopotamia, las precipitaciones anuales durante la segunda mitad del siglo XX aumentaron entre un 10% a más de 30%, según la zona. Asimismo, a partir de la segunda mitad de la década de 1960, se registró un aumento de los caudales de los grandes ríos de la

cuenca del Plata, se intensificaron las grandes crecidas y hubo bajantes extremas, particularmente del río Paraná.

En el NOA la variada topografía y la manifestación de los factores ecológicos en ella, dan lugar a la presencia de una variedad de ecosistemas que incluyen bosques, selvas, pastizales densos y estepas que van en secuencias más o menos características desde las tierras bajas hasta la Puna. La zona pedemontana del NOA, como se ha mencionado, ha sido el territorio de la expansión agrícola intensiva de secano facilitada por el incremento de las precipitaciones en la segunda mitad del siglo XX y la disponibilidad de paquetes tecnológicos modernos que incluyen transgénicos. La deforestación para la conversión a la agricultura, de unos 4 millones de hectáreas en los últimos 35 años, ha sido motorizada por la demanda mundial de alimentos y el alto valor de la soja. En la montaña y los desiertos del NOA se ha producido una desintensificación del uso ganadero extensivo y de la producción agrícola marginal. Las migraciones hacia las ciudades y el aumento de la población urbana no son procesos ajenos a estos cambios. En los valles secos de montaña de la quebrada de Humahuaca, por encima de los 2000 m snm, se expandió el churqui (*Prosopis ferox*), proceso considerado una respuesta al aumento de las lluvias y la disminución de la densidad de caprinos y ovinos. Por otra parte, la respuesta a la interacción entre la desintensificación ganadera y aumento de las precipitaciones, en los pastizales antrópicos de zonas montañas húmedas cercanas a San Miguel de Tucumán favoreció la expansión del bosque de Yungas. Adicionalmente, se ha sugerido que el aumento de las lluvias podría ser un factor facilitador de la expansión de bosques noveles dominados por *Ligustrum lucidum*, una especie de rápido crecimiento originaria de Asia. El aumento de las lluvias en la zona y la disminución de la densidad ganadera en pastizales degradados dentro de los bosques de Yungas, ha provocado un incremento de la biomasa, y posterior necromasa, de pastos acumulada que han permitido el aumento de la frecuencia de fuegos. Como resultado, el fuego mantiene la sucesión detenida en estado de pastizal pirófilo, que controla la expansión del bosque. Sin embargo en el límite altitudinal superior de las Yungas, por encima de los 2000 m snm, el fuego reduce la competencia de los pastos y permite que árboles de rápido

crecimiento, heliófilos, que demandan mucha agua (por ejemplo el aliso), aprovechen la mayor disponibilidad de agua en el suelo en los años lluviosos para expandirse sobre tierras del pastizal de neblina invirtiendo las relaciones competitivas. Cómo en el caso del estudio de la invasión de leñosas en el chaco, estos procesos resaltan que muchos cambios que suelen atribuirse a la variabilidad o cambio climático, son un producto sinérgico de fenómenos antrópicos y naturales que se consideran cambios globales. A nivel global se ha considerado que los bosques montanos estarían actuando como sumideros de carbono, en contraste con el Chaco occidental cuya dinámica antrópica y natural los ha convertido en el principal proveedor de carbono a la atmósfera por los cambios en el uso de la tierra, si bien algunas tierras abandonadas están en un lento crecimiento sucesional.

En gran parte de la Patagonia andina la temperatura registró un aumento de más de un grado, y junto con ello se ha observado el retroceso de casi todos los glaciares. Paralelamente, los ríos con cuencas cordilleranas en las provincias de San Juan, Mendoza, Río Negro y Neuquén, disminuyeron su caudal, lo que estaría vinculado a la reducción de la precipitación de nieve sobre los Andes.

En este contexto, la variabilidad climática interanual, suele tener consecuencias directas o gatillar sucesos sinérgicos que afectan tanto a los ecosistemas como a los grupos humanos tanto en lo ecológico, lo ambiental como en lo económico-social. Las relaciones sequías-fuegos, las inundaciones vinculadas con precipitaciones excesivas, pueden tener efectos positivos para algunos ecosistemas pero negativos para otros y para el hombre.

Los modelos climáticos globales predicen un aumento de 5°C en la temperatura media del planeta para el año 2100, que ocurriría el doble más rápido sobre los continentes que sobre el océano. En Argentina se realizaron regionalizaciones de modelos que permiten alcanzar una mayor resolución espacial, y se generaron escenarios climáticos para el periodo 2081-2090. Distintos investigadores analizaron diversos cambios y sus posibles efectos. En general se han considerado dos escenarios de emisión de gases

de efecto invernadero, uno más crítico denominado A2, y otro más moderado B2, para los cuales se obtuvieron las tendencias de cambio de las precipitaciones y temperaturas en distintas zonas del país, el balance de agua del suelo, la acción de masas de aire frontales, los efectos en las costas, y otras cuestiones. Los resultados obtenidos permiten tener una idea del posible impacto futuro del cambio climático proyectado. Ello incluye la disminución de los caudales de los ríos de la cuenca del Plata, debido a las mayores temperaturas e incremento evapotranspiratorio, y la reducción del escurrimiento superficial. Esto puede ser crítico para los distintos componentes de algunos paisajes mesopotámicos, en especial en aquellas cuencas con una gran proporción de su superficie cubierta de plantaciones forestales que actualmente, por unidad de área, duplican la evapotranspiración de la cubierta original. Asimismo, podría afectar negativamente la producción forestal y reduciría aún más el escurrimiento superficial, disminuiría el nivel freático, reduciría la extensión de bosques en galería, y el agua disponible para otros ecosistemas de producción. Los balances hídricos en los escenarios de futuro, especialmente el A2, muestran que la disponibilidad de agua en el suelo disminuirá notoriamente en el NOA, en todas las estaciones del año, aunque más en primavera y verano. Para el verano, la totalidad del subtrópico del país verá reducidos sus excesos de agua. El NEA, actualmente excedentaria a escala anual, no parece que tendría mayores cambios, pero sí una leve disminución estacional de los excesos, con excepción del invierno. En consecuencia, es de esperar un aumento del estrés hídrico en casi todo el norte y parte del oeste del país lo que afectaría la producción agropecuaria y en algunas zonas comprometería el suministro de agua potable. Un balance hídrico invernal más desfavorable en el Chaco occidental podría retrotraer el avance de ciertas especies arbóreas en áreas no convertidas y permitir el retorno de pastizales y de condiciones de sequía más intensas favorables a ciclos de fuego frecuentes. Asimismo es posible que, en el largo plazo ocurra un movimiento de los límites entre ecosistemas forestales del oeste hacia el este. En el sector misionero las mayores temperaturas podrían desplazar de los bosques nativos a aquellas especies que se hayan en el borde de su distribución geográfica y que ocupan las partes más frescas y altas del relieve, como el caso de *Araucaria angustifolia*. No obstante, la distribución de los ecosistemas no solo

depende del ambiente físico sino que es en parte resultado de las tolerancias de sus especies y de las interacciones entre ellas, a las que deben sumarse las decisiones humanas sobre su destino y el de las tierras que ocupan, que pueden ser preponderantes y anticiparse a los cambios en el clima. Este último también, en casos puede ser afectado por los cambios en la cubierta vegetal.

Para Cuyo, la predicción para el periodo 2021-2030 es de un aumento regional de la temperatura de ca. 1,25 a 1,50°C, un descenso de la precipitación de nieve en los Andes centrales cercana a 100 mm de agua equivalente, y un aumento de las precipitaciones en la región pedemontana. Para Mendoza y San Juan, se ha calculado una reducción de 13% de los caudales de los ríos. También el régimen hídrico se modificará, con un desplazamiento de los picos de descarga hacia noviembre y diciembre, y una fuerte disminución estival; este proceso continuará en el futuro, intensificándose la concentración relativa de caudales en invierno y primavera y reduciéndose la proporción estivo-otoñal. Esto afectará los sistemas de regadío, que tienen una gran demanda de agua en el verano.

Para la región del Comahue, el comportamiento de los ríos receptores de las aguas de deshielo cordilleranas durante la primavera-verano y las lluvias otoño-invernales, será comparable a los de Cuyo. Estos ríos, en los últimos 20 años, han manifestado tendencias negativas notables con reducciones del caudal anual de hasta el 30%, que tendrán consecuencias negativas sobre la generación de hidroelectricidad tanto en Cuyo como en el Comahue. También, las condiciones proyectadas posiblemente afecten la abundancia y/o los límites de distribución geográfica de los bosques subantárticos en el norte y este del Comahue.

En la región Patagónica no se esperan reducciones de los caudales de los ríos más australes. Una cuestión de interés para la zona de los bosques andino-patagónicos es lo que se conoce y se proyecta que ocurra con los glaciares. Durante los últimos 100 años, concomitantemente con el aumento de las temperaturas, los glaciares de montaña del mundo han disminuido su superficie y algunos han desaparecido. La

reducción de las cubiertas de hielo, en superficie y espesor, es considerada una evidencia del cambio climático. En el Hielo Continental Sur, de la Patagonia andina de Argentina y Chile, de 50 glaciares sólo uno está creciendo, otro está en equilibrio y 48 retroceden. Los que no retroceden son los glaciares Perito Moreno y Spegazzini. En Cuyo también retroceden. Las áreas de glaciares en retroceso son concordantes con el ascenso del nivel altitudinal de la isoterma de cero grado. Entre los que han expresado una notoria reducción reciente de tamaño, en dos décadas, se hallan los glaciares Alerce, Upsala, Frías, Lanín y el Complejo Onelli-Bolados. El glaciar Frías redujo su lengua de hielo en ca. 650 m; el glaciar Upsala uno de los mayores glaciares que integra el Hielo Patagónico Sur, ubicado en la cuenca del Río Santa Cruz, redujo su superficie 3,7% en 19 años. Se ha considerado que el aumento de la temperatura y la reducción de las precipitaciones en la zona cordillerana durante el presente siglo determinará el retroceso futuro de los glaciares y modificaciones en el paisaje. La retracción de los glaciares podrá causar cambios más importantes en las áreas montañas ligadas al Hielo Continental Sur, donde regulan los caudales de los ríos (por ejemplo contribuyen con un 10% al caudal del río Santa Cruz) marcando una diferencia con los glaciares del NO de los Andes patagónicos donde los glaciares no contribuyen significativamente al caudal de los ríos de la zona norte. Se ha indicado que los bosques subantárticos, sometidos a diversas presiones antrópicas, a la reducción de las precipitaciones y al aumento gradual de la temperatura, podrán responder principalmente con la retracción del bosque en la zona de ecotono entre el bosque y la estepa, con avance de ésta última. Los fuegos podrán hacerse más frecuentes bajo condiciones más secas y templadas. Esta zona es asimismo el área con mayor número de plantaciones forestales en la Patagonia, lo que aumentaría los riesgos para estos emprendimientos. En Tierra del Fuego se estima un aumento progresivo de las temperaturas máximas en un gradiente de norte a sur donde la temperatura media máxima aumentaría 2°C en el norte de la Isla al año 2080. En Santa Cruz, la isoterma de 13°C de temperatura media máxima ocupa el sector pre-cordillerano, la que se desplaza paulatinamente hacia los sectores cordilleranos a lo largo de las costas de lagos y valles hasta alcanzar gran parte del sector oeste de la provincia, por lo que para un período de 80 años, la temperatura media máxima aumentará 3°C en el oeste de la

provincia de Santa Cruz. En Tierra del Fuego, se ha constatado que la tasa de crecimiento anual en altura de los árboles en el límite altitudinal del bosque ha aumentado desde 1870 a la actualidad, aunque en las dos últimas décadas ha habido una tendencia decreciente de dicha tasa; esto se ha relacionado con el incremento de las temperaturas en superficie. Un mayor conocimiento de los cambios térmicos y del balance de agua en la región podrán dar un panorama más claro de la influencia en las funciones y la distribución de los bosques.

Para la región Pampeana, los escenarios climáticos proyectan aumentos de temperatura, mayores para el N de la misma, y leves incrementos de las precipitaciones en la región. En la pampa bonaerense en décadas recientes, la disponibilidad de agua en el suelo tiende a ser deficitaria durante el estío, debido al incremento evapotranspiratorio estival, en tanto, los excesos ocurren en el invierno cuando la evapotranspiración es menor y el cociente P/ETP es mayor a 1, por lo cual, en la región los suelos tienden a saturarse. Los déficits estivales de la región aumentan hacia el oeste y los excesos invernales son mayores hacia la costa atlántica, y anegan las tierras bajas como la cuenca del río Salado. El balance anual entre P/ETP varía en la región de la Pampa bonaerense. Las áreas con exceso mayor corresponden al NE y N de Buenos Aires, en tanto que las áreas deficitarias se encuentran hacia el S y O. Los resultados de ambos escenarios futuros muestran que el balance de agua del suelo manifiesta una tendencia hacia un incremento del exceso hídrico en invierno y mayor déficit hídrico en el resto del año, especialmente en verano, respecto de la situación actual. Esto plantea una componente sustantiva del contexto ambiental futuro de importancia para la selección de especies y procedencias forestales. El incremento del ascenso del nivel del mar y el desplazamiento de los anticiclones hacia los polos origina un aumento de la frecuencia e intensidad de las tormentas y un cambio en el clima de olas, lo que acelera la tasa de erosión costera, en particular aquellas con características geomórficas y geológicas susceptibles. Un nivel del mar de entre 0,50-1,00 m por sobre el actual hará más intenso el efecto de las sudestadas que se desarrollan en el estuario del Plata. La costa del Río de la Plata y el sur del delta del Paraná, podrán verse afectadas por las inundaciones por mareas de tormenta debido

al aumento del nivel del mar, lo que afectaría a selvas, bosquecillos y plantaciones forestales de salicáceas. Las fajas medanosas bonaerenses podrán verse reducidas en ancho debido a la erosión costera lo que podría afectar negativamente a las plantaciones forestales allí implantadas; sin embargo no se esperan inundaciones permanentes durante este siglo. Es posible que continúe, aunque localmente hay mucha incertidumbre, la mayor frecuencia de eventos extremos de precipitación e inundaciones en las zonas actualmente afectadas.

En relación a las incursiones de aire frío provenientes del sudoeste del continente que afectan el sudeste de Sudamérica, los resultados parciales muestran que en un escenario futuro extremo (A2), habría una disminución en el número de extremos fríos en todas las regiones analizadas, por lo que se esperan pocos casos de eventos extremos fríos hacia finales del presente siglo.

Las respuestas al cambio climático suelen vincularse con la mitigación y la adaptación. Respecto de la mitigación, la fijación de carbono en plantaciones forestales, por encima del *business as usual* suele presentarse como una estrategia válida para la reducción del CO₂ atmosférico. La fijación de carbono también puede lograrse en ecosistemas espontáneos, los cuales pueden ser manejados con esa finalidad acompañada de otras como el incremento de la biodiversidad, las condiciones y funciones homeostáticas de los ecosistemas, y los recursos para el hombre. Un análisis preliminar de estas cuestiones, lleva a plantearse las diferencias entre ambas maneras de mitigar (seguramente no son las únicas) y quienes son o deben ser los beneficiarios de los proyectos de mitigación. Fijar carbono en plantaciones está generalmente limitado a empresas con capacidad económica para manejar grandes superficies forestadas, lo que asimismo es un riesgo para la conservación de la biodiversidad y el ambiente en general, no obstante que la normativa y la teoría sobre buenas prácticas indican que estos aspectos deberían estar contemplados en el plan de manejo. Uno de los aspectos sociales primordiales que se ha destacado anteriormente es que en algunas regiones forestales de nuestro país, claramente el norte, los habitantes y pequeños agricultores carecen en su mayoría de recursos económicos y están,

dedicados a una producción de subsistencia; a veces logran alguna mejora en su situación, si existe vinculación con una producción agropecuaria comercial, que se realiza con el apoyo de empresas que aportan insumos y pagan por la producción. Estudios realizados en Misiones muestran que pequeños cambios en el manejo del cultivo de tabaco que se hallan dentro de las posibilidades del productor de subsistencia y de los cuales ya hay experiencia local, causan en pocos años notorios incrementos de biomasa (carbono fijado) en predios de pocas hectáreas de superficie, aumentan la biodiversidad y estabilidad ecológica de los predios, y reducen las intervenciones con agrotóxicos que ponen en riesgo la salud del productor y su familia. En países como la Argentina, la mitigación debería ser una vía de acción en la que se priorice el bienestar de los pobladores y la mejora del sistema ambiental que lo sostiene. Los bonos de carbono deben ser un objetivo condicionado por el cumplimiento de pautas de mejora social y ambiental.

La adaptación, en el terreno de la silvicultura y la ordenación forestal, es un desafío de magnitud pero que merece ser enfrentado por productores, instituciones vinculadas y organismos de planificación. El cambio está ocurriendo y seguramente la adaptación, en el sentido de la jerga del cambio climático, también por parte de técnicos, productores y empresarios que deben manejar negocios rentables, pero también es posible interpretar la adaptación en el sentido de la evolución darwiniana y la sucesión ecológica, y a la dinámica del paisaje. Esto es un desafío para los científicos, profesionales y organismos de gestión y planificación, donde la experiencia existente debe aprovecharse. Esto incluye advertir que las especies espontáneas, cualquiera sea su papel en la naturaleza, harán su juego en un tablero en cambio. En definitiva las especies nativas y aquellas de ingreso más reciente que integran ecosistemas noveles son parte del cambio global. Dentro de las ciencias forestales habrá que realizar estudios y experiencias teniendo en cuenta criterios de selección de especies, procedencias y ajuste de genotipos a condiciones locales, considerando los nuevos estados de los factores de tensión proyectados para cada región, orientando la búsqueda hacia organismos más eficientes en el uso del agua y los nutrientes, desarrollar manejos del suelo adecuados para conservar los recursos para la

producción y la biodiversidad, sin dejar de advertir el posible efecto de los incrementos de dióxido de carbono atmosférico sobre la producción y el consumo de agua y nutrientes. Salir de las contradicciones en el uso de la tierra exige la intervención del estado de manera inexcusable en el ordenamiento y la planificación territorial.

Nuevos paradigmas para el manejo de los recursos naturales

El presente documento exhibe un conjunto de experiencias y comentarios que traslucen diferencias notorias con el enfoque convencional y tradicional del manejo forestal, y se encuadran en el contexto de nuevas aproximaciones para alcanzar el manejo sustentable en un presente y futuro caracterizado por cambios acelerados. Hasta 1990, el enfoque convencional de la silvicultura incluía solo aspectos económicos, directos (por ejemplo, producción de madera) o indirectos (por ejemplo, protección de suelos o derrumbes en cercanías de poblaciones humanas). Esto derivó que el manejo forestal realizado buscara la transformación y domesticación del bosque, maximizando las especies comerciales, y eliminando del sistema al resto de los componentes, así como el resto de los servicios ecosistémicos no monetarios que el mismo ofrecía. Lugo *et al.* (1999) establecieron un conjunto de recomendaciones para el uso de los recursos naturales que constituyen una buena síntesis de los nuevos paradigmas para su manejo. La propuesta considera un marco estratégico a partir del cual se puede avanzar en una mejor planificación del uso de los sistemas de árboles que balanceen adecuadamente la producción con la conservación. Los puntos principales establecen:

- Considerar que los ecosistemas no se encuentran en estado estable.
- Realizar un manejo desde la perspectiva de mantener la resiliencia de los ecosistemas.
- Considerar a los disturbios como una parte integral de los ecosistemas, siendo necesarios integrarlos al manejo y mantenerlos en el tiempo.
- Considerar los legados del uso pasado de la tierra, así como a todas las especies y necromasa de los ecosistemas bajo manejo.

- Poner una mayor atención en las conexiones dentro y entre ecosistemas, particularmente en las interfases tierra, agua y atmósfera.
- Considerar todas las escalas de tiempo y espacio.
- Mantener una perspectiva global y de largo plazo, aún cuando se maneje a escalas detalladas.
- Restaurar, en sentido amplio, a los ecosistemas completos, no solo las especies.

Estos paradigmas no son bases teóricas, sino verdaderas guías operativas para el manejo ecológico y sostenible de los bosques. El manejo sostenible de los bosques tiene como objeto asegurar que los bienes y servicios ecosistémicos derivados de ellos, satisfagan las necesidades presentes y aseguren su disponibilidad continua. Un aspecto clave para controlar en qué medida las decisiones de manejo producen un acercamiento a dicho objetivo es realizar un monitoreo del estado y tendencia de determinadas variables críticas. En este sentido, se han desarrollado metodologías para la evaluación de la sustentabilidad, mediante el monitoreo de indicadores de sustentabilidad (por ejemplo, indicadores económicos, ecológicos o sociales). La sustentabilidad no es un estado sino un proceso y los sistemas bajo manejo cambian con el tiempo por razones ajenas y propias al manejo. En consecuencia, las decisiones involucradas en un plan de manejo sustentable para una zona, deben estar sometidas a un proceso de ajuste constante.

El sistema de indicadores incluye una estructura jerárquica con Principios, Criterios e Indicadores. Un principio es una definición o ley ampliamente consensuada, y se define en base a los fundamentos y conocimientos científico-técnicos, así como la valoración social. Ellos definen el marco para la planificación, el manejo sustentable, y el monitoreo. Los principios comúnmente empleados en bosque nativos son: 1- La integridad de los ecosistemas y los servicios ambientales derivados de ella deben ser mantenidos; 2- La capacidad productiva de los múltiples bienes y servicios comercializables de los bosques debe ser mantenida o aumentada; 3- El bienestar de las comunidades asociadas debe ser mantenida o incrementada; 4- El marco legal, político e institucional conduce al manejo sustentable del recurso. Las leyes propuestas

en los Principios están desglosadas en Criterios que son categorías estándar de condiciones o procesos a partir del cual se puede realizar un juicio. Los Indicadores a su vez, son medidas de un aspecto de un criterio, variables cuantitativas que pueden ser medidas o descriptas y que cuando se observan periódicamente muestran tendencias. Por tanto, los Criterios e Indicadores son un procedimiento para medir, evaluar, supervisar y demostrar los progresos realizados en la consecución de la sostenibilidad de los bosques del país durante un cierto período de tiempo.

Estas estructuras teóricas de Principios, Criterios e Indicadores han sido adaptadas y usadas en más de 150 países para definir, evaluar y monitorear el progreso del manejo de bosques hacia la sustentabilidad. Se han definido, con el nombre de Protocolos y Declaraciones, para bosques tropicales, templados y boreales, con distintos propósitos (evaluar el estado del bosque, certificar que el manejo es responsable) y escalas (internacionales, regionales, nacionales, unidad de manejo). Argentina adhirió al Proceso de Montreal en 1995 y participa en las reuniones del Grupo de Trabajo y el Comité Asesor Técnico, y en 2002 presentó su primer Reporte y en 2015 hará su segundo Reporte. El seguimiento y cumplimiento de protocolos internacionales permite asegurar la compatibilidad, comparabilidad y proporcionar constantemente retro-información sobre la aplicabilidad de los criterios e indicadores.

En definitiva, durante los últimos años, la inclusión de estos nuevos paradigmas dentro del uso de los recursos naturales cambió las prioridades del manejo, y particularmente ha complejizado la ordenación forestal y la silvicultura. En el pasado se buscaba la simplificación de los ecosistemas naturales, maximizando variables económicas, y donde la conservación se realizaba exclusivamente *ex situ* de las áreas de producción (por ejemplo, en parques nacionales). Al presente, de acuerdo a los nuevos paradigmas, se busca alcanzar en los bosques manejados un equilibrio entre las variables económicas-ecológicas-sociales, y la conservación se pretende realizar *in situ* (por ejemplo, con reservas a mediana escala o por medio de retenciones dentro de los rodales bajo manejo). Asimismo, los servicios ecosistémicos no-monetarios (por ejemplo, servicios ecosistémicos de regulación o culturales) son parte de las

prioridades del manejo. Esto implica que las nuevas propuestas de manejo silvícola y forestal deben ser multidisciplinarias e integrar actores que se ven beneficiados en forma directa o indirecta del sistema bajo análisis.

Conclusiones

La composición de los bosques en la Argentina actual tiene una larga historia. La distribución de los bosques en el país actual está condicionada naturalmente por factores climáticos, geológicos y topográficos, pero está sometida a un constante cambio debido a la presencia y acción humana, con escenarios de futuro que generan mucha incertidumbre. Los factores que están asociados a la presencia, distribución, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas forestales son complejos e interactúan entre sí, generando contextos diferentes a lo largo de la geografía del país donde se realiza el manejo; eso hace difícil su interpretación desde la concepción tradicional de las ciencias forestales. Los bosques que observamos en un momento determinado no son estáticos, sino que están sujetos a constantes cambios gatillados o producidos por factores de tensión crónicos y agudos naturales y antrópicos de distinta escala que los modelan y regulan; una de las consecuencias es que la magnitud de los impactos y la velocidad de recuperación de los mismos es diferente en cada uno de ellos. Un mejor entendimiento y aplicación de los factores de tensión naturales y antrópicos que influyen sobre nuestros bosques permitirá desarrollar mejores estrategias de manejo y conservación que maximicen los servicios ecosistémicos a la sociedad. El conocimiento existente permite reconocer ciertos tipos de ecosistemas forestales con patrones característicos de relacionamiento con su entorno, cuya comprensión e interpretación adecuadas permite establecer buenas prácticas de manejo para la producción de bienes y servicios ecosistémicos sea en bosques nativos como en plantaciones forestales, asegurando la conservación de la biodiversidad. El desarrollo histórico y económico pasado y presente ha generado en nuestro país muchos cambios en los ecosistemas que parecen irreversibles; el manejo y la conservación deben reconsiderar el significado de los cambios y contemplar en sus estrategias de manejo y conservación a los ecosistemas noveles según convenga, sin prejuicios. Las

particulares características de largo plazo que involucra la actividad sivicultural y la ordenación forestal parecen exigir el desarrollo de modelos que incluyan nuevos paradigmas de manejo y conservación integrados para enfrentar los desafíos del presente y los escenarios previsibles de futuro.

BIBLIOGRAFÍA

Achinelli FG, Martínez Pastur G & Frangi JL. 2014. Manejo de malezas en bosques nativos y plantaciones forestales: Enfoques y problemas vinculados con el manejo de malezas en la producción forestal de Argentina. Capítulo XXIV: 705-729 En: Fernández OA, Leguizamón ES & Acciaresi H (eds) *Malezas e invasoras de la Argentina: Tomo I, ecología y manejo*. Ed. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina

Anderson Ch, Martínez Pastur G, Lencinas MV, Wallem P & Moorman MC. 2009. Do introduced North American beavers engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review*, 39(1): 33-52

Anderson Ch, Soto N, Cabello JL, Wallem P, Martínez Pastur G, Lencinas MV, Antúnez D & Davis E. 2011. Building alliances between research and management to better control and mitigate the impacts of an invasive ecosystem engineer: the pioneering example of the North American beaver in the Fuegian Archipelago of Chile and Argentina. Section 5, Chapter 29: 347-359 En: Francis R (ed) *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan Press, London, United Kingdom

Arturi MF, Frangi JL & Goya JF (eds). 2004. *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. EDULP (Editorial Universidad Nacional de La Plata) La Plata, Argentina. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15915>

Astrada E & Adámoli J. 2004. Ecología y manejo de vinalares: Perspectiva regional y aplicaciones en el centro de Formosa. Cap. 6 En: Arturi MF, Frangi JL & Goya JF (eds) *Ecología y manejo de bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15915>

Atencia ME. 2013. INTI – CITEMA. Disponible en: http://www.inti.gob.ar/maderaymuebles/pdf/densidad_comun.pdf

Bahamonde H, Peri PL, Monelos L & Martínez Pastur G. 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque*, 32(1): 20-29

Barrera MD, Frangi JL, Richter LL, Perdomo MH & Pinedo LB. 2000. Structural and functional changes in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 11(2): 179-188

- Bianchi AR & Cravero SAC. 2010. *Atlas climático digital de la República Argentina*. Ediciones INTA Estación Experimental Agropecuaria. Salta, Argentina: 55 p
- Blundo C, Malizia L, Blake J & Brown AD. 2012. Tree species distribution in Andean forests: Influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology*, 28: 83–95
- Brassiolo M, Abt M & Grulke M. 2013. *Prácticas forestales en los bosques nativos de la República Argentina, Ecorregión Forestal Parque Chaqueño*. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación: 173 p. Disponible en: <http://www.ambiente.gob.ar/archivos/web/CompBosNatBio/file/Parque%20Chaqueno.pdf>
- Cabrera AL & Willink A. 1973. Biogeografía de América Latina. OEA, Serie de Biología 13, Washington: 120 p
- Campanello PI, Garibaldi JF, Gatti MG & Goldstein G. 2007. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management*, 242: 250-259
- Campanello PI, Villagra M, Garibaldi J, Ritter LJ, Araujo JJ & Goldstein G. 2012. Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. *Forest Ecology and Management*, 284: 213-221
- Carabelli E & Peri PL. 2005. *Criterios e Indicadores de sustentabilidad (C&I) para el Manejo Sustentable de los Bosques Nativos de Tierra del Fuego – Una herramienta metodológica para la determinación de los C&I en Patagonia*. Ediciones INTA, Buenos Aires: 88 p
- Castillo Marín N (ed). 2009. *El Cambio Climático en la Argentina*. JICA-Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación-Cambio Climático Argentina-Jefatura de Gabinete de Ministros de la Nación. Buenos Aires, Argentina: 82 p
- Ceballos D. 2014. Inundaciones y sequías en agroecosistemas de los humedales del Bajo delta del Paraná. P 5-18 En: Ceballos D, Santos JL, Soto Winckler J, Monteiro J, Tapella E & Giraldo C (eds) *Lecciones Aprendidas al enfrentar los efectos de eventos hidrometeorológicos extremos en Sistemas Agrícolas*. Editorial ESPOL, Ciudad: Guayaquil, Ecuador: 103 p
- Ceballos DS, Frangi JL & Jobbágy EG. 2013. Soil volume and carbon storage shifts in drained and afforested wetlands of the Paraná River Delta. *Biogeochemistry*, 112(1-3): 359-372
- CIAG (Centro de Información Agroclimática). 2013. *Heladas en la argentina*. Disponible en: <http://www.agro.uba.ar/heladas/mapas.htm>

Coirini R, Karlin M & Bassiolo M. 2013. *Prácticas forestales en los bosques nativos de la República Argentina, Ecorregión Forestal Espinal*. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible: 91 p. Disponible en:

[http://www.ambiente.gob.ar/archivos/web/CompBosNatBio/file/Espinal\(1\).pdf](http://www.ambiente.gob.ar/archivos/web/CompBosNatBio/file/Espinal(1).pdf)

Dascanio LM, Barrera MD & Frangi JL. 1994. Biomass structure and dry matter dynamics of subtropical alluvial and exotic *Ligustrum* forests at the Río de la Plata, Argentina. *Vegetatio*, 115(1): 61-76

Davis MA, Chew MK, Hobbs RJ, Lugo AE, Ewel JJ, Vermeij GJ, Brown JH, Rosenzweig ML, Gardener MR, Carroll SP, Thompson K, Pickett STA, Stromberg JC, Del Tredici P, Suding KN, Ehrenfeld JG, Grime JP, Mascaro J & Briggs JC. 2011. Don't judge species on their origins. *Nature*, 474 (7350): 153-154

Dirección de Producción Forestal. 2015. *Argentina: Plantaciones forestales y gestión sostenible*. Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación (MAGyP), Buenos Aires, Argentina. Disponible en: <http://area-ambiental-dpf.blogspot.com.ar/2015/01/nueva-publicacion-argentina.html>

Drozd AA, Torrusio SE & Arturi MF. 2008. Evaluation of changes in Atlantic Forest (Valley of Cuña Piru, Misiones, Argentina) with multi-temporal satellite data. P 989-992 En: *International Remote Sensing and Spatial Information Congress*, Beijing, China. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/42959>

Dummel CJ & Pinazo MA. 2013. Efecto de variables de paisaje y de rodal sobre la diversidad de especies arbóreas en el sotobosque de plantaciones de *Pinus taeda* en la provincia de Misiones, Argentina. *Bosque*, 34 (3): 331-342

FAO. 2003. *Sustainable Forest Management*. Disponible en: <http://www.fao.org/forestry/>

Frangi JL. 1993. Ecología y Ambiente. P 225-260 En: Goin F & Goñi R (eds) *Elementos de Política Ambiental*. H Cámara de Diputados Provincia de Buenos Aires, La Plata, Argentina

Frangi JL. 1999. Forest management in Tierra del Fuego: one more threat to the environment or an opportunity for sustainable development? *Industry and Environment*, 22: 75-78

Frangi LJ & Bottino OJ. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*, La Plata, 71 (1): 73-133

Frangi JL, Arturi MF, Goya JF, Vaccaro S, Oliveri NJ & Píccolo GA. 2003. *Lineamientos para el manejo de capueras del centro sur de Misiones*. INTA Cerro Azul, Misiones, Publicaciones Regionales, Boletín Técnico N° 5: 39 p

Frangi JL, Barrera MD, Puigdefábregas J, Yapura PF, Arambarri AM & Richter LL. 2004. Ecología de los bosques de Tierra del Fuego. Cap. 18 En: Arturi M, Frangi, J & Goya JF (eds) *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15915>

García Cortés M, Pérez CA, Pressuti M & Arturi M. 2009. Cambios en la Superficie Boscosa y Biomasa Forrajera en los Talaes de Magdalena y Punta Indio. P 92-103 En: Athor J (ed) *Parque Costero del Sur. Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires, Argentina

Goya JF, Frangi JL, Denegri G & Larocca F. 2009. Simulación del impacto de diferentes regímenes de cosecha sobre el capital de nutrientes e indicadores económicos en plantaciones de *Eucalyptus grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. *AUGMDOMUS*, 1: 1-17

Griscom BW & Ashton PMS. 2003. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Perú. *Forest Ecology and Management*, 175: 445-454

Griscom BW & Ashton PMS. 2006. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 587-597

Gustafsson L, Baker S, Bauhus J, Beese W, Brodie A, Kouki J, Lindenmayer D, Löhmus A, Martinez Pastur G, Messier Ch, Neyland M, Palik B, Sverdrup-Thygeson A, Volney J, Wayne A & Franklin J. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a World perspective. *Bioscience*, 62(7): 633-645

Johnson BG & Zuleta GA. 2013. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181: 31-40

Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R & Zobel M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1): 1-7

Hobbs RJ, Higgs ES & Hall C. 2013. *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*. John Wiley & Sons

Hobbs RJ, Higgs E, Hall CM, Bridgewater P, Chapin III FS, Ellis EC, Ewel JJ, Hallett LM, Harris J, Hulvey KB, Jackson ST, Kennedy PL, Kueffer C, Lach L, Lantz TC, Lugo AE, Mascaro J, Murphy SD, Nelson CR, Perring MP, Richardson DM, Seastedt TR, Standish RJ, Starzomski BM, Suding KN, Tognetti PM, Yakob L & Yung L. 2014. Managing the whole landscape: historical hybrid and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the environment*, 12(10): 5157-5164

Hobbs RJ, Higgs E & Harris JA. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11): 599-605

Kalesnik F & Malvárez AI. 1996. Relación entre especies leñosas exóticas y la heterogeneidad ambiental a nivel regional en el Bajo Delta del Río Paraná. Buenos Aires, Argentina. Inédito

Kalesnik F. 2001. Relación entre las comunidades vegetales de los neoecosistemas de albardón y la heterogeneidad ambiental del Bajo Delta del río Paraná. Tendencias sucesionales y proyecciones sobre la composición futura. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina

Kandus P. 1997. Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta bonaerense del río Paraná (Argentina). FCEN, UBA Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires: 241 p

Kandus P, Morandera N & Schivo F. 2010. *Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná*. Fundación Humedales/Wetlands International, Buenos Aires, Argentina

Kreps G, Martínez Pastur G & Peri PL. 2012. *Cambio Climático en Patagonia Sur: Escenarios futuros en el manejo de los recursos naturales*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina: 100 p

Lindenmayer DB, Franklin JF, Löhmus A, Baker S, Bauhus J, Beese W, Brodie A, Kiehl B, Kouki J, Martínez Pastur G, Messier Ch, Neyland M, Palik B, Sverdrup-Thygeson A, Volney J, Wayne A & Gustafsson L. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters*, 5(6): 421-431

Lugo AE. 1978. Stress and ecosystems. P 62-100 En: Thorp JH & Whitfield Gibbons J (eds). *Energy and environmental stress in aquatic systems*. Technical information Center, DOE Symposium Series 48, CONF-771114, NTIS Dept of Commerce, Springfield, VA, USA

Lugo AE, Baron JS, Frost TP, Cundy TW & Dittberner P. 1999. Ecosystem processes and functioning. P 219 – 254 En: Szaro RC, Johnson NC, Sexton WT & Malk AJ (eds). *Ecological Stewardship: A Common Reference for Ecosystem Management*. Elsevier Science, Oxford, UK, Volume 2: 741 p

Luque S, Martínez Pastur G, Echeverría C & Pacha MJ. 2010. Overview of biodiversity loss in South America: A landscape perspective for sustainable forest management and conservation in temperate forests. Chapter 15: 352-379 En: Li C, Laforteza R & Chen J (eds) *Landscape Ecology and Forest Management: Challenges and Solutions in a Changing Globe*. HEP-Springer, Amsterdam, Holanda

Mac Donagh P, Gauto O, Lopez Cristobal, Vera N, Figueredo S, Fernandez R, Garibaldi J, Alvez M, Keller H, Marek M, Cavalin J & Kobayashi S. 2001. Evaluation of forest harvesting impacts on forest ecosystems. P 69-79 En: Kobayashi S, Turnbull JW, Toma T, Mori T & Majid NMNA (eds) *Rehabilitation of Degraded Tropical Forest Ecosystems, Indonesia, Workshop Proceedings*, 2-4 November 1999, Bogor, Indonesia. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia

Mac Donagh P & Rivero L. 2005. ¿Es posible el uso sustentable de los bosques de la Selva Misionera? P 210-217 En: Brown A, Martinez Ortiz U, Acerbi M & Corcuera J (eds.) *La Situación Ambiental de la Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires

Malizia LR, Pacheco SE, Blundo C & Brown AD. 2012. Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas Subtropicales de Argentina. *Ecosistemas*, 21 (1-2): 53-73

Martirena R, Crechi E, Pinazo M, Von Wallis A, Marquina J & Monteoliva S. 2014. Efecto del raleo sobre el crecimiento y la densidad de la madera de Pinus taeda implantado en Misiones, Argentina. *Ciencia Florestal*, 24(3): 655-663

Martirena R, Frangi J, Von Wallis A, Arturi M, Fassola H & Fernández R. 2014. Propiedades del suelo y productividad de Pinus taeda L. en la Mesopotamia Argentina. *AUGMDOMUS*, 6: 47-64

Martínez Pastur G, Lencinas MV, Cellini JM, Peri P & Soler Esteban R. 2009. Timber management with variable retention in Nothofagus pumilio forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 258: 436-443

Martínez Pastur G, Lencinas MV, Peri PL, Cellini JM & Moretto A. 2010. Long-term forest management research in South Patagonia - Argentina: lessons from the past, challenges from the present. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83: 159-169

Martínez Pastur G, Peri PL, Lencinas MV, Cellini JM, Barrera M, Soler Esteban R, Ivancich H, Mestre L, Moretto AS, Anderson Ch & Pulido F. 2013. La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de Nothofagus en Tierra del Fuego y Patagonia Sur. Capítulo 8: 155-179 En: Donoso P & Promis A (eds) *Silvicultura en bosques nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda*. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

Mendoza G, Macoun P, Prabhu R, Sukadri D, Purnomo H & Hartano H. 1999. Guidelines for Applying Multi-criteria Analysis to the Assessment of Criteria and Indicators. (Toolbox No. 9). CIFOR, Jakarta

Mendoza G & Prabhu R. 2000. Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study. *Forest Ecology and Management*, 131: 107-126

Morello J. 1970. Modelo de relaciones entre pastizales y leñosas colonizadoras en el Chaco argentino. *IDIA* (Diciembre): 31-52

Nuñez MN, Solman SA, & Cabré M F. 2009. Regional climate change experiments over southern South America. II: Climate change scenarios in the late twenty-first century. *Climate Dynamics*, 32(7-8): 1081-1095

Pacheco S, Malizia LR & Brown AD. 2010. La Provisión de Agua como Servicio Ambiental de la Reserva de Biosfera de las Yungas. En: Araya Rosas P & Clüsener-Godt M (eds) *Reservas de la Biosfera. Su contribución a la provisión de servicios de los ecosistemas. Experiencias exitosas en Iberoamérica*. UNESCO: 228 p

Peri PL. 2005. Patagonia Sur – Sistemas silvopastoriles en ñirantales. *IDIA XXI Forestales*, 8: 255-259

Peri PL. 2009. Implicancias prácticas del uso del ñirantal como sistema silvopastoril y su conservación. P 28-48 En: Peri PL (ed) *Relevamiento de los Bosques Nativos de Ñire (Nothofagus antarctica) de Tierra del Fuego (Argentina) como Herramienta para el Manejo Sustentable*. Editorial Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, Argentina

Peri PL, Gargaglione V & Martínez Pastur G. 2006. Dynamics of above- and below-ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of *Nothofagus antarctica* forest of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 233: 85-99

Peri PL, Martínez Pastur G & Monelos L. 2013. Natural dynamics and thinning response of young lenga (*Nothofagus pumilio*) trees in secondary forests of Southern Patagonia. *Bosque*, 34(3): 273-279

Peri PL, Martínez Pastur G, Monelos L, Allogia M, Livraghi E, Christiansen R & Sturzenbaum MV. 2005. Sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire: una estrategia para el desarrollo sustentable en la Patagonia Sur. P 251-259 En: Zárate R & Artesi L (eds) *Dinámicas Mundiales, Integración Regional y Patrimonio en Espacios Periféricos*. Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Río Gallegos, Argentina

Peri PL, Martínez Pastur G, Vukasovic R, Díaz B, Lencinas MV & Cellini JM. 2002. Thinning schedules to reduce risk of windthrow in *Nothofagus pumilio* forests of Patagonia, Argentina. *Bosques*, 23 (2): 19-28

Peri PL & Ormaechea S. 2013. *Relevamiento de los Bosques Nativos de Ñire (Nothofagus antarctica) en Santa Cruz: Base para su Conservación y Manejo*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina: 88 p

Pickett STA & White PS. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. New York, USA: 472 p

Pinazo MA, Dummel CJ, Moscovich FA & Knebel OE. 2012. Efecto del corte de lianas y tacuaras sobre las incorporaciones, mortalidad y crecimiento en un bosque aprovechado en el Nte de Misiones, Argentina. *15as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales*. Facultad de Ciencias Forestales, UNaM - EEA Montecarlo, INTA. Eldorado, Misiones, Argentina

Raison RJ, Brown G & Flinn DW. 2001. *Criteria and indicators for sustainable forest management*. CAB International, Vienna

Reinoso LF (coordinador). 2013. *Sistema de Indicadores de Desarrollo Sostenible: Argentina: Versión Sintética*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Buenos Aires, Argentina

Riegelhaupt E, Bacalini P, Arias Chalico T, Mora Ardila F & Burkart R. 2009. Proyecto: Ensayo de Técnicas simples de Manejo para el Aumento de la Productividad Maderera y Conservación de la Biodiversidad en la Selva Misionera. Evaluación de resultados de mortalidad, reclutamiento y crecimiento a siete años de aplicados los tratamientos de manejo. P 147-164 En: Carpinetti B, Garciarena M & Almirón M (eds) *Parque Nacional Iguazú, Conservación y desarrollo en la Selva Paranaense de Argentina*. 1ª ed. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires

Risio L, Herrero C, Bogino SM & Bravo F. 2014. Aboveground and belowground biomass allocation in native *Prosopis caldenia* Burkart secondary woodlands in the semi-arid Argentinean pampas. *Biomass and Bioenergy*, 66: 249-260

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2007. *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos*. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Préstamo BIRF 4085 e AR (1998–2005). SAyDS, Buenos Aires, Argentina: 116 p

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2007. *Informe sobre deforestación en Argentina*. SAyDS, Buenos Aires, Argentina: 10 p

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). 2012. *Informe sobre el estado del ambiente*. SAyDS, Buenos Aires, Argentina: 322 p

Schnitzer SA & Bongers F. 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters*, 14: 397-406

Solman S, Nuñez MN & Cabré MF. 2007. Climate change experiments over southern South America. I: Present climate. *Climate Dynamics*, 30: 533-552

Tesón N. 2012. *Balance hidrológico y flujo de nutrientes en plantaciones de Eucalyptus grandis, en Concordia, Entre Ríos*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina: 171 p

Tesón N, Conzonno VH, Arturi MF & Frangi J L. 2014. Dissolved organic carbon in water fluxes of *Eucalyptus grandis* plantations in northeastern Entre Ríos Province, Argentina. *BOSQUE* (Chile), 35(3): 279-288

Tobin MF, Wright AJ, Mangan SA & Schnitzer S A. 2012. Lianas have a greater competitive effect than trees of similar biomass on tropical canopy trees. *Biological Science Faculty Publications. Paper 2*. Disponible en: http://dc.uwm.edu/biosci_facpubs/2

Tortorelli LA. 1956. *Maderas y bosques argentinos*. Editorial ACME. Buenos Aires, Argentina: 910 p

Vaccaro S, Arturi M, Goya J, Frangi J & Piccolo G. 2003. Almacenaje de carbono en estadios de la sucesión secundaria en la provincia de Misiones, Argentina. *Interciencia*, 28(9): 521-527

Zak MR, Cabido M, Cáceres D & Díaz S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42(2): 181-189

Lista de Tablas y Figuras, indicadas en orden de cita en texto principal, y Láminas (no se indica el lugar de ubicación pero están citadas en texto principal para orientar su ubicación)

Figura 1. Regiones forestales de la República Argentina. El Monte está dominado por estepas arbustivas, los bosques están escasamente representados. Fuente: S AyDS (2007)

Figura 2. Arriba, mapas de temperaturas y precipitaciones medias anuales de la República Argentina. Abajo, mapa de período medio (número de días) con heladas meteorológicas (0°C en abrigo meteorológico) (PER) en la República Argentina. Fuentes: arriba, Bianchi & Cravero (2010); abajo, CIAg (2013)

Figura 3. Perfil de los bosques de lenga, *Nothofagus pumilio*, a lo largo de un gradiente altitudinal. Fuente: Barrera *et al.* (2000)

Figura 4. Estimación de la biomasa total (a) e incremento medio anual de la biomasa (b) durante la sucesión secundaria en la selva misionera. Fuente: Vaccaro *et al.* (2003)

Figura 5. Tipos de bosques fueguinos en relación al relieve y los factores ecológicos crónicos y agudos más importantes que influyen en su distribución, estructura y función. Fuente: Frangi *et al.* (1999)

Tabla 1. Densidad de la madera de especies nativas de Argentina. Fuentes: Atencia (2003), Tortorelli (1956), M. Arturi (com pers.), Frangi *et al.* (2004)

Figura 6. Cocientes N:P en algunos bosques y plantaciones forestales de Argentina. Se observa una tendencia similar en el cociente N:P, tanto en las hojas vivas como en la caída foliar, de decrecimiento con el descenso de la temperatura (aumento de la latitud). Esto indica limitación de P en la Argentina templado-cálida y de N en los bosques subantárticos; la comparación entre ambas curvas indica una mayor retraslocación de N en las altas latitudes y el aumento en la retraslocación de P hacia el subtrópico con mayores temperaturas. Fuente de datos: bosques nativos estudiados por el LISEA en Tierra del Fuego, Rio Negro, Buenos Aires y Misiones, y plantaciones forestales en Entre Ríos, Corrientes, Delta y Misiones; bosques de ñire estudiados por Peri *et al.* (2006, 2008) en Santa Cruz.

Figura 7. Modelo conceptual de la abundancia relativa de N y P respecto de su máximo en un determinado suelo relacionado con la evolución del suelo y con la ubicación geográfica

Figura 8. Modelos de evolución sucesional de un ecosistema inundable bajo presión de pastoreo (a la izquierda) y de un ecosistema de tierra firme con y sin vacunos donde se destacan las pulsaciones que ocurren en un ambiente chaqueño no inundable; fuego, tendencias temporarias negativas de las lluvias y sobrepastoreo. Fuente: modificado de Morello (1970)

Figura 9. Uso de la tierra forestal y denominación de las principales unidades resultantes de ese manejo. Las formas de uso de la tierra representan un gradiente de intensidad de cambios. Los sistemas más intensivos resultan del empleo de un mayor uso de subsidios e intervenciones respecto de sistemas no cultivados. Otras estrategias se apoyan en los procesos naturales, y se benefician de las especies espontáneas para producir bienes y servicios con menos intervención y subsidio, favoreciendo la estabilidad y la conservación de la biodiversidad. El plano sucesional de la izquierda es una toposecuencia con una cronosecuencia de desarrollo espontáneo. Para mayor simplicidad se ha evitado incluir el resultado de la explicación que sigue. La heterogeneidad ambiental de una zona puede contener varios planos sucesionales diferentes, en cambio en regiones con grandes restricciones ambientales tanto el número de planos como el número de etapas sucesionales en ellos puede ser menor. Entre planos presentes en un paisaje y desde fuera de ellos pueden producirse intercambios de organismos o modificaciones de abundancia en relación a los distintos procesos indicados, que deriven en ecosistemas noveles. Fuente: Frangi *et al.* (2003).

Figura 10. Cambios relativos de los procesos ecosistémicos ligados con la producción a través de la sucesión autotrófica en un sistema cerrado terrestre. Se destaca la posición equivalente de algunos ecosistemas agrícolas y forestales, teniendo en cuenta características de éstos últimos en comparación con las propiedades de las etapas sucesionales. A través de la sucesión la naturaleza incrementa la cantidad de vida sostenida por unidad de energía y recursos disponibles en un área, logra una mayor complejidad ecológica, información genética, y uso eficiente y conservador de los recursos, todo lo cual aumenta la estabilidad; mientras tanto, la estrategia humana de maximizar y extraer de las tierras la Producción Primaria Neta procede en sentido contrario, perdiendo esas y otras propiedades y aumentando la inestabilidad, por lo cual debe reemplazar los procesos naturales mediante el agregado de insumos de alto costo, algunos no renovables, que vienen del exterior. Asimismo, de acuerdo al nivel sucesional comparable al que se ejerce el manejo, los tipos de plantas acompañantes cambian, aquellas que podemos llegar a denominar maleza resultan tener distintas

propiedades biológicas y ecológicas y su control puede llegar a una franca contradicción con criterios de conservación. Fuente: Modificado de Frangi (1993).

Figura 11. Tipos de ecosistemas bajo distintos niveles de cambio biótico y abiótico. Un ecosistema histórico permanece dentro de su rango histórico de variabilidad; uno híbrido es biótica y/o abióticamente distinto a su estado histórico pero muestra capacidad de retorno a la condición histórica; un ecosistema novel presenta barreras (indicadas por barras negras) que no permiten el retorno hacia los sistemas anteriores. Las flechas representan posibles direcciones de cambio: (1) Cambios de históricos a híbridos que son reversibles; (2) cambios irreversibles de históricos o híbridos a ecosistemas noveles; (3) cambios bióticos o abióticos adicionales que son posibles dentro de los ecosistemas noveles. Fuente: tomado de Hobbs *et al.* (2009)

Figura 12. Extensión actual (2000 AD) de los ecosistemas noveles terrestres estimados a partir del modelo HYDE 3.1. Fuente: Hobbs *et al.* (2009)

Figura 13. Arriba a la izquierda, mapa de la cobertura boscosa de la Argentina (en tonos verde oscuro); cobertura de otros sistemas no forestales (en amarillo) o con pequeña proporción de bosque (verde claro: Monte). Arriba a la derecha, mapa de las plantaciones forestales de la Argentina; en total suman 1.200.000 Ha, el 80% de ellas localizadas en la Mesopotamia. La proporción de los principales taxones es 64% Coníferas, 23% Eucaliptos, 9% Salicaceas, y 4% otros géneros; Abajo, mapas donde se muestra el incremento de la superficie destinada a cultivos agrícolas extensivos entre los años 1996 y 2011, representado mediante la mayor intensidad de puntos. El aumento se explica casi exclusivamente al incremento de la superficie destinada al cultivo de soja. Fuentes: arriba izquierda, SAyDS (2007); arriba derecha, Dirección de Producción Forestal, MAGyP (2015); abajo, Reinoso (2014)

Figura 14. Superficie de Bosques nativos en la Argentina (A) durante el periodo 1930-2007 y tasa neta de pérdida anual (B). Fuente: Luque *et al.* (2010)

Tabla 2. Propiedades de los ecosistemas físicamente controlados, biológicamente acomodados y estresados Fuente: modificado de Lugo (1978)

Figura 15. Máximas medias de la altura del río Paraná (Estación San Pedro) de 1959, 1966, 1983, 1992, 1997 y 1998. Fuente: Ceballos *et al.* (2014)

Lámina 1. Algunos bosques nativos de la Argentina: a) Selva misionera, especies pioneras (*Cecropia*) y de etapas avanzadas; b) selva montana (Yungas); c) Queñoa (*Polylepis tomentella*) en la Puna; d) Bosque chaqueño seco, al frente un ejemplar de Brea (*Cercidium praecox*). e) Bosque de ciprés de los Andes (*Austrocedrus chilensis*), Neuquén; f) Bosque caducifolio de lenga (*Nothofagus pumilio*), vista otoñal. Fuentes: a), e) y f) J Frangi; b) y d) Fundación Pro-Yungas; c) Instituto de Botánica Darwinion

Lámina 2. Bosques nativos bajo manejo a) Selva misionera sin manejo; b) Selva misionera con raleo de cañas; c) bosque de lenga en Tierra del Fuego bajo manejo con retenciones vista de cerca; d) bosque de lenga en Tierra del Fuego bajo manejo con retenciones vista aérea: 1- áreas de cosecha con retención dispersa, 2- agregados de retención, 3- humedales, 4- bordes de protección, 5- pastizales, 6- turbales y 7- bosques primarios sin intervención, el color rojizo se debe a la abundancia de la hierba *Rumex acetosella*. Fuentes: a) y b) M Pinazo; c) J Frangi; d) Martínez Pastur *et al.* (2013)

Lámina 3. Ecosistemas noveles: a) Bosque de *Celtis tala* y *Ligustrum lucidum*, Estancia el Destino, Magdalena, Buenos Aires; b) pajonal de *Scirpus giganteus* e *Iris pseudacorus*, en la costa del Río de la Plata, Magdalena, se observan ejemplares de *Erythrina crista-galli* y árboles plantados de *Populus* sp y *Salix* sp; c) embalse de castores (*Castor canadensis*) cerca del límite altitudinal del árbol, y en el horizonte un guanaco; d) vista panorámica del efecto de los castores sobre el río y sus márgenes en un valle, ambas fotos en Tierra del Fuego. Fuentes: a) M Arturi; d) J Frangi; c) G Martínez Pastur; d) Anónimo

Lámina 4. a) Desmonte, reemplazo y fragmentación de selva misionera por plantaciones de pinos, norte de Misiones. La matriz original es transformada en parches y corredores a lo largo de caminos y ríos; b) plantación de *Eucalyptus* en Misiones con renovales de especies nativas; c) plantación de *Eucalyptus grandis* en Entre Ríos sin sotobosque; d) plantaciones de álamos (*Populus deltoides*) drenadas y dentro de diques, originalmente pastizal inundable de *Scirpus giganteus* en el Bajo Delta del Paraná, Buenos Aires. Fuentes: a) y c) J Frangi; b) M Pinazo; d) D Ceballos

Lámina 5. Ecosistemas bajo stress: a) Bosque de aliso (*Alnus acuminata*) NOA; b); Selva misionera, Puerto Iguazú, 10 de noviembre 2014. El río Paraná, por debajo de su nivel medio. Fajas desde el nivel del agua hacia arriba, dependientes del periodo de inundación del río que disminuye en esa dirección: 1- rocas basálticas sin vegetación, correspondiente su límite superior al nivel medio del río; 2- pastizal-arbustal; 3- bosquecillo de maderas blandas (*Cecropia* sp, *Solanum* sp); 4- Selva misionera no inundable; c) Vista aérea de los bosques subantárticos en la cordillera de Los Andes,

Tierra del Fuego. El límite altitudinal del bosque se halla a unos 650-700 m snm, indicado por una línea amarilla; ese límite puede descender por efecto de movimientos de remoción en masa (centro de la imagen); d) bosque achaparrado de lenga (*Nothofagus pumilio*) en el límite altitudinal, Tierra del Fuego. Fuentes: a) Fundación ProYungas; b), c) y d) J Frangi

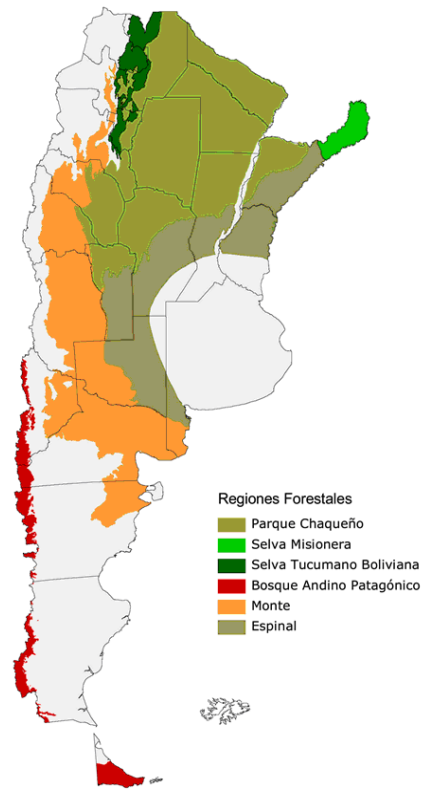


Figura 1.



Figura 2

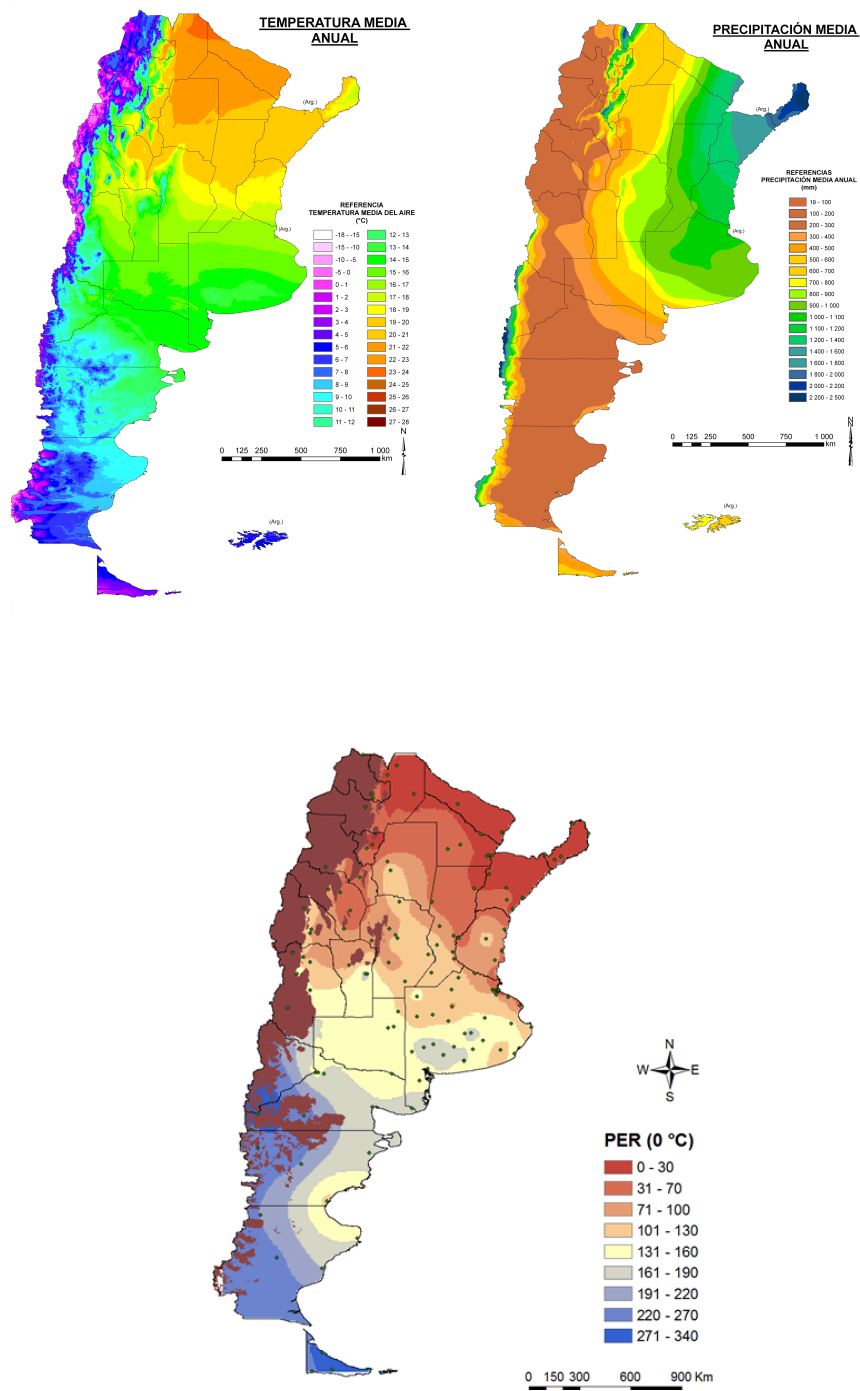


Figura 3.

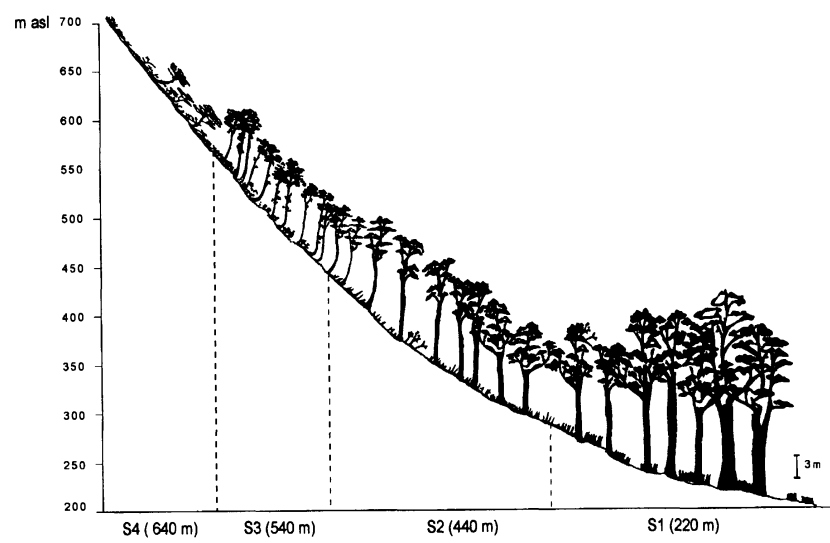


Figura 4.

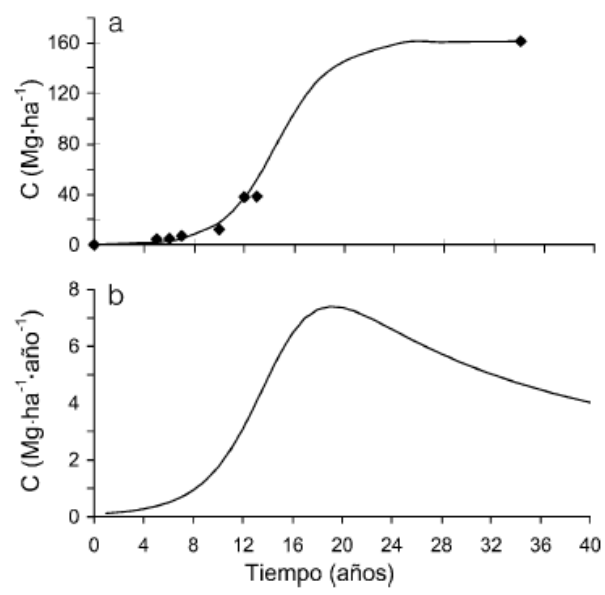


Figura 5.

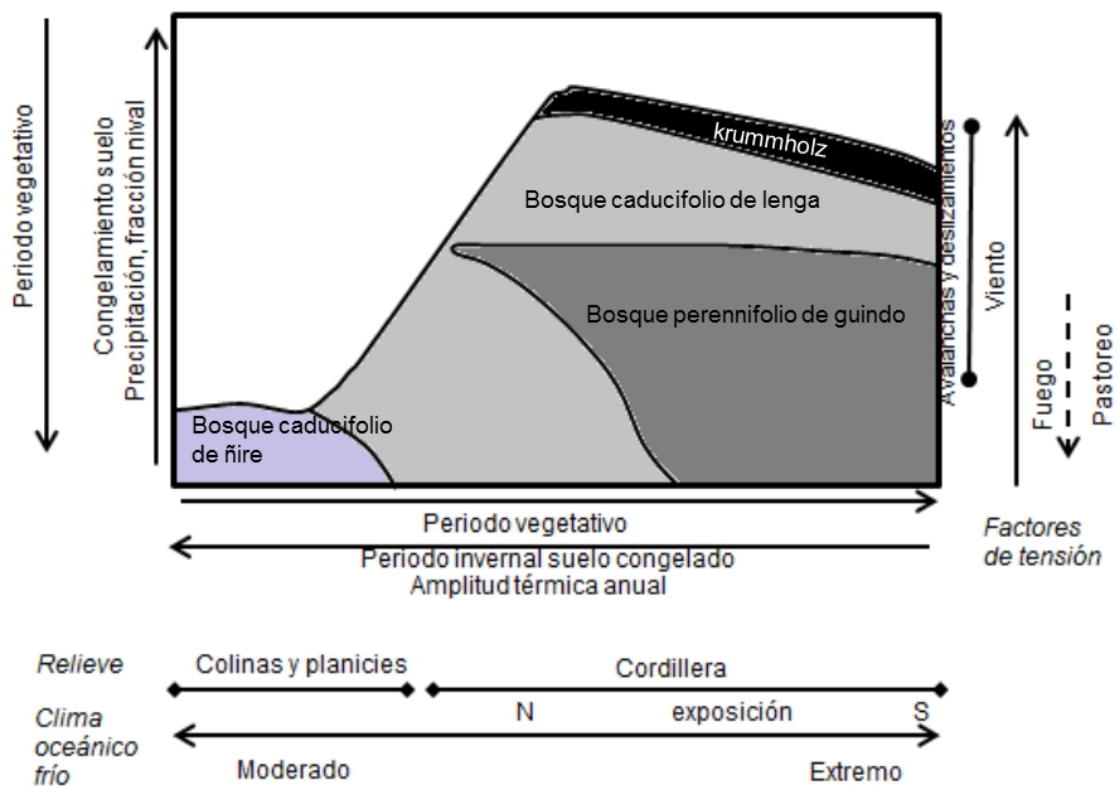


Figura 6.

Tabla 1.

Nombre científico	Nombre vulgar	Densidad (kg.m ⁻³)
<i>Erythrina crista galli</i>	seibo	250
<i>Cecropia pachystachya</i>	Ambay	300
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Timbó	360-420
<i>Aralia warmingiana</i>	Sabugero	450
<i>Alnus acuminata</i>	Aliso del cerro	450
<i>Schefflera morototoni</i>	Cacheta	450
<i>Ocotea puberula</i>	Laurel guaica	470
<i>Podocarpus parloterei</i>	Pino del cerro	490
<i>Austrocedrus chilensis</i>	Ciprés de la cordillera	495
<i>Araucaria angustifolia</i>	Pino Brasil, araucaria	500-550
<i>Nothofagus pumilio</i>	Lenga	537-590
<i>Nothofagus betuloides</i>	Guindo	540
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	550
<i>Nothofagus antarctica</i>	Ñire	570-620
<i>Araucaria araucana</i>	Pehuén	600
<i>Cordia trichotoma</i>	Loro negro	600
<i>Nothofagus nervosa</i>	Raulí	600
<i>Juglans australis</i>	Nogal criollo	640
<i>Tipuana tipu</i>	Tipa blanca	680-700
<i>Patagonula americana</i>	Guayaibi	696
<i>Prosopis ruscifolia</i>	Vinal	700-800
<i>Nothofagus obliqua</i>	Roble pellín	720
<i>Cordia americana</i>	Guayubira	730
<i>Prosopis alba</i>	Algarrobo blanco	760
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Grapia	830
<i>Celtis tala</i>	Tala	800
<i>Jodina rhombifolia</i>	Sombra de toro	830
<i>Astronium balansae</i>	Urunday	832
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Guatambú	840
<i>Aspidosperma australe</i>	Guatambu Saiyu	840
<i>Gleditsia amorphoides</i>	Espina corona	845
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Incienso	845
<i>Aspidosperma quebracho-blanco</i>	Quebracho blanco	875
<i>Peltophorum dubium</i>	Caña fistola	900
<i>Phyllostylon rhamnoides</i>	Palo lanza	913
<i>Diplokeleba floribunda</i>	Palo piedra	915
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Anchico colorado	950
<i>Bulnesia sarmientoi</i>	Palo santo	990-1100
<i>Tabebuia ipe</i>	Lapacho negro	1010
<i>Tabebuia avellaneda</i>	Lapacho rosado	1015
<i>Holocalyx balansae</i>	Alecrín	1050
<i>Scutia buxifolia</i>	Coronillo	1060
<i>Astronium balansae</i>	Urunday	1100
<i>Astronium urundeuva</i>	Urundel	1180
<i>Schinopsis lorentzii</i>	quebracho colorado santiagueño	1180-1200
<i>Schinopsis balansae</i>	quebracho colorado chaqueño	1250

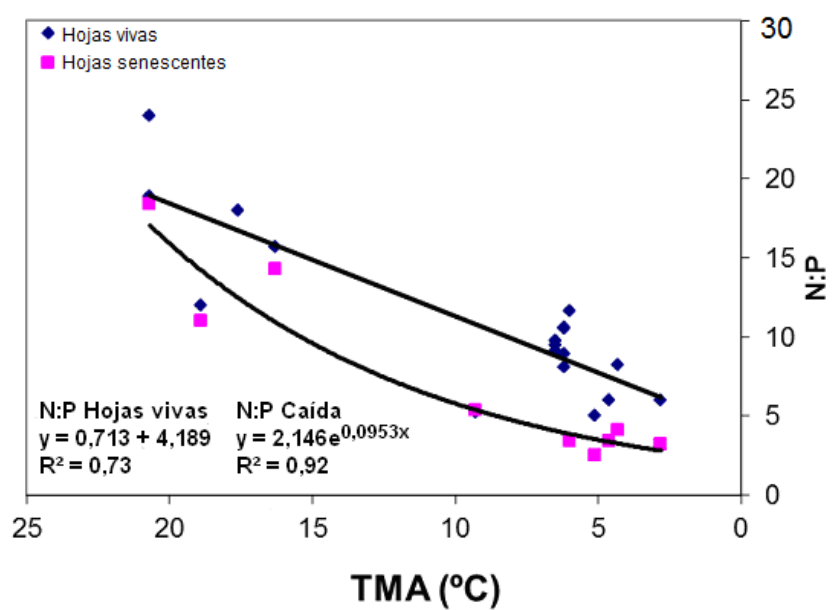


Figura 7.

<i>Desarrollo de los suelos</i>	Incipiente	Medianamente desarrollado	Antiguo
N disponible	<i>Escaso</i>	<i>Moderado</i>	<i>Máximo</i>
P disponible	<i>Moderado</i>	<i>Abundante</i>	<i>Escaso</i>
<i>Bosques</i>	Templados Húmedos		Tropicales Húmedos
N disponible	Limitante		No limitante
P disponible	No limitante		Limitante

Figura 8.

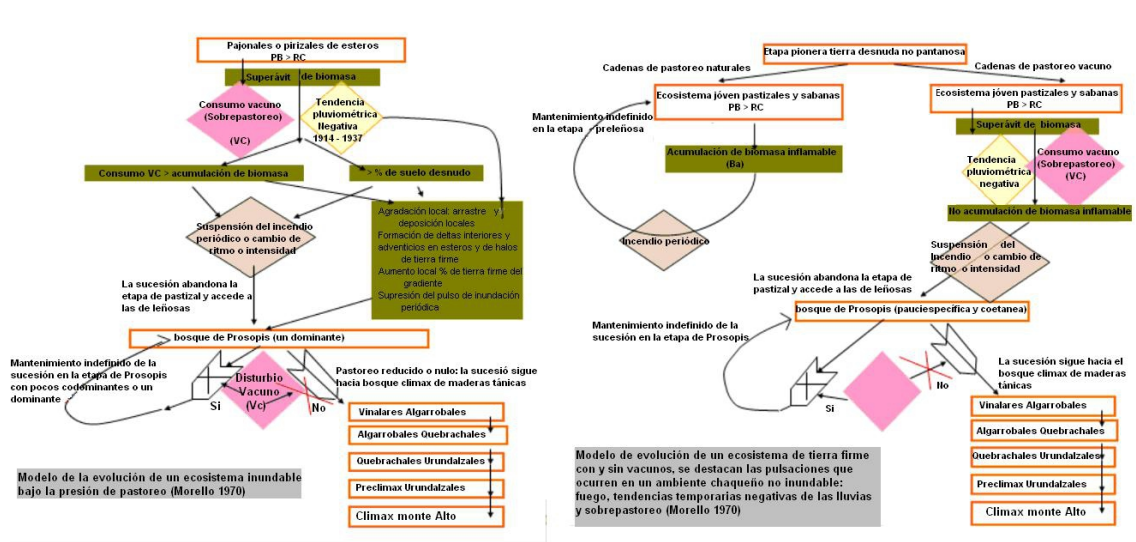


Figura 9.

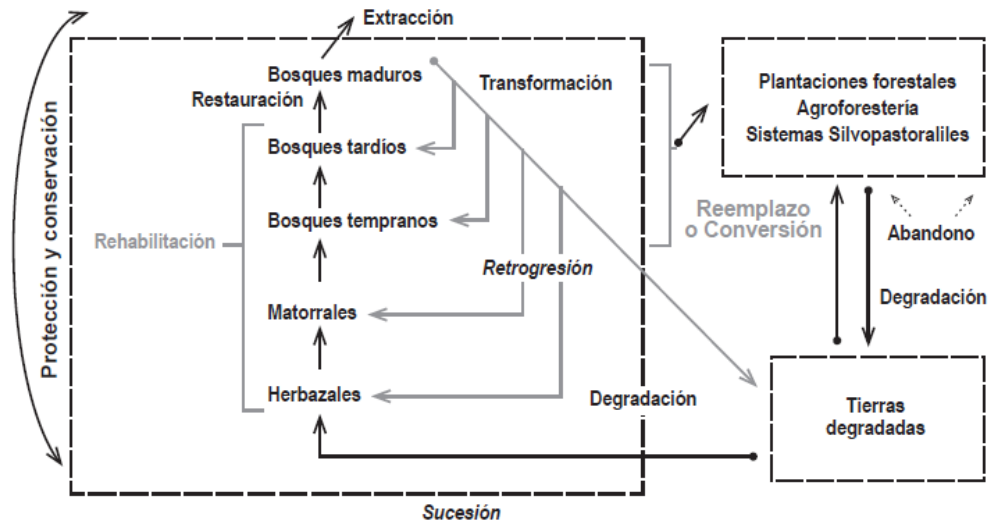


Figura 10.

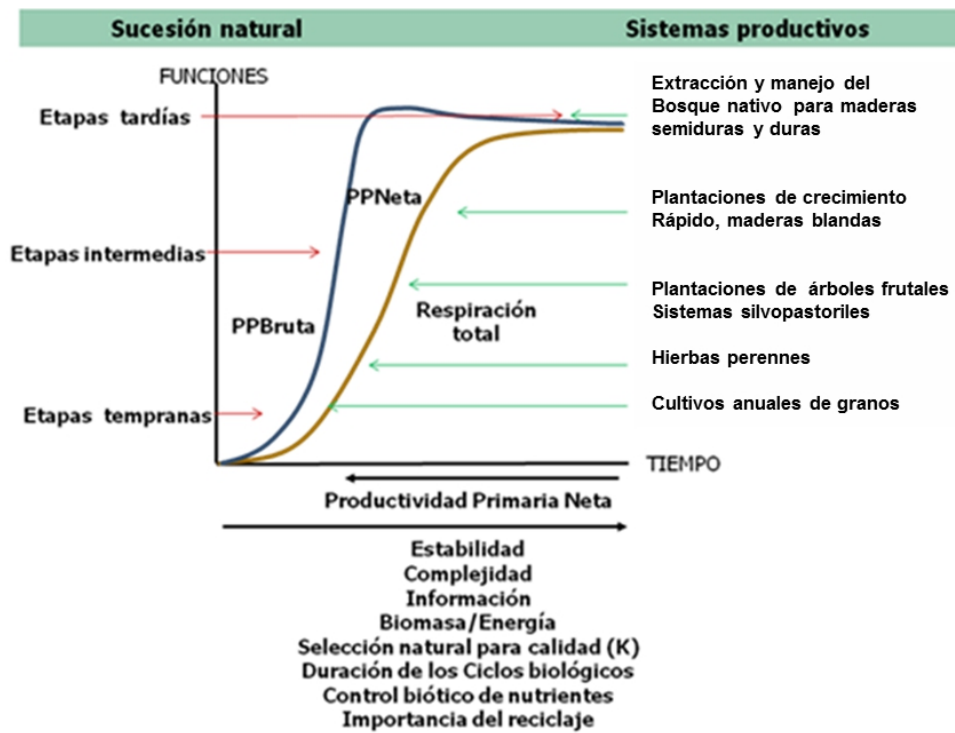


Figura 11.



Figura 12

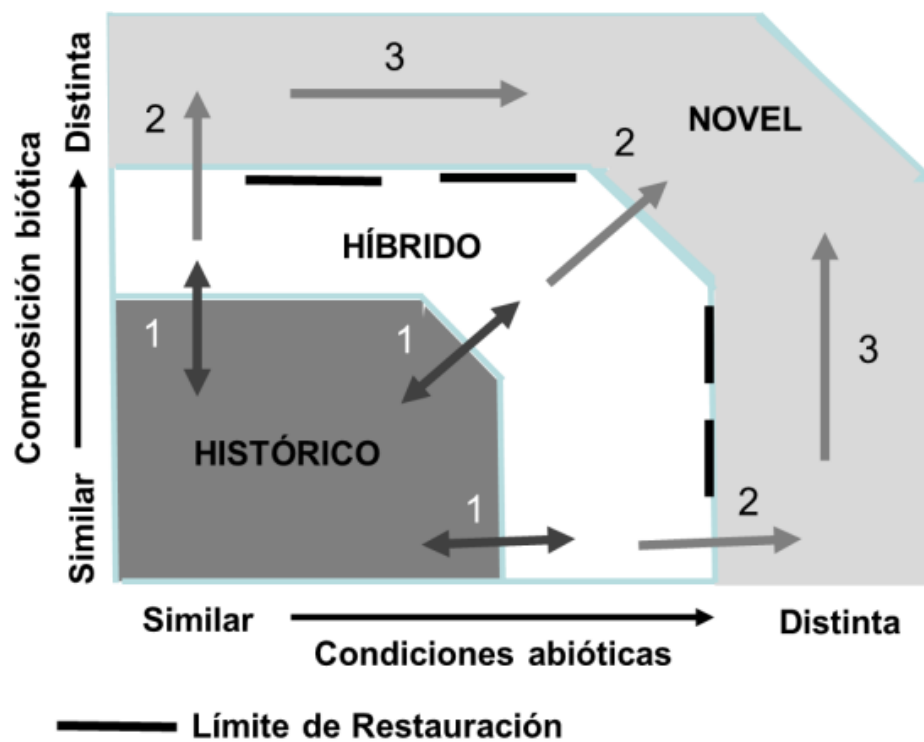


Figura 13.

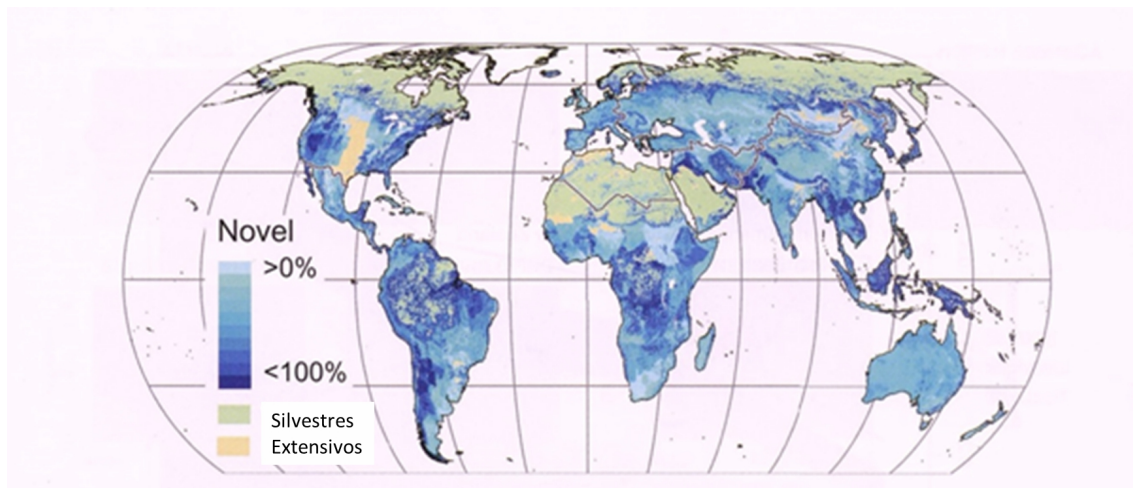


Figura 14.



Figura 15

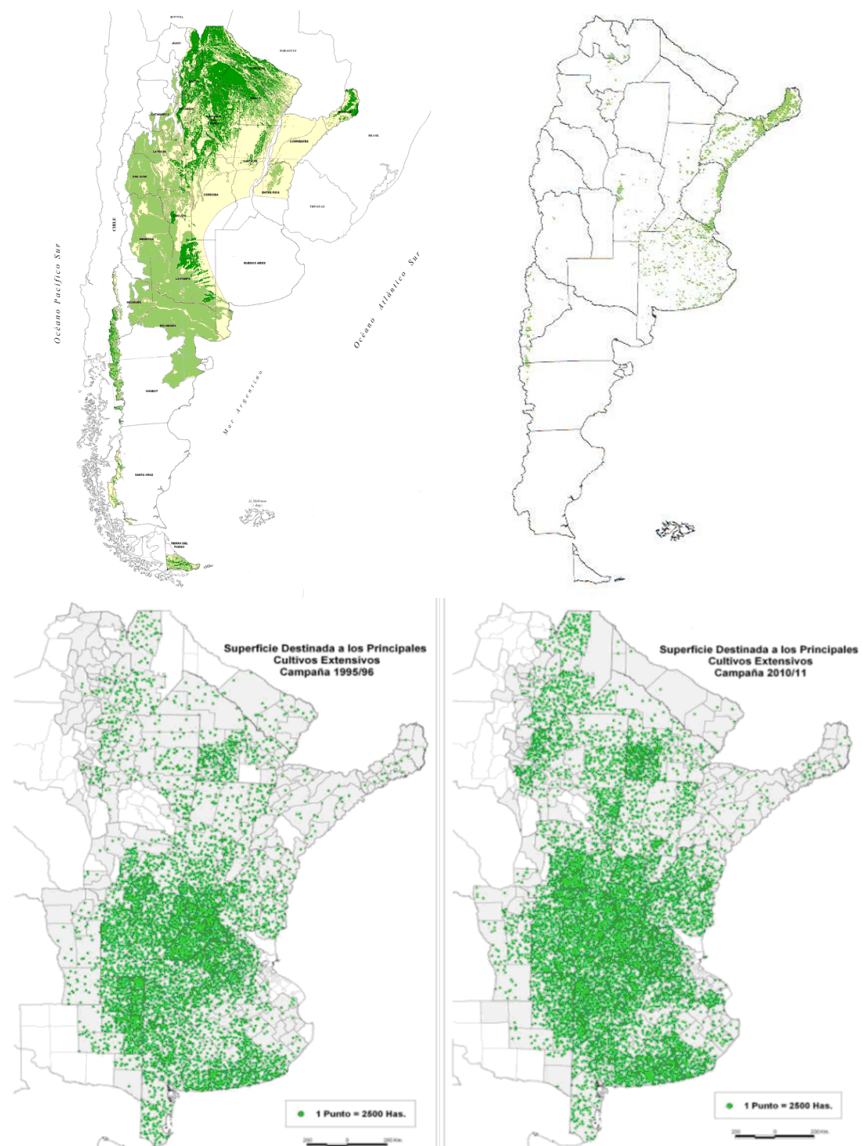


Figura 16

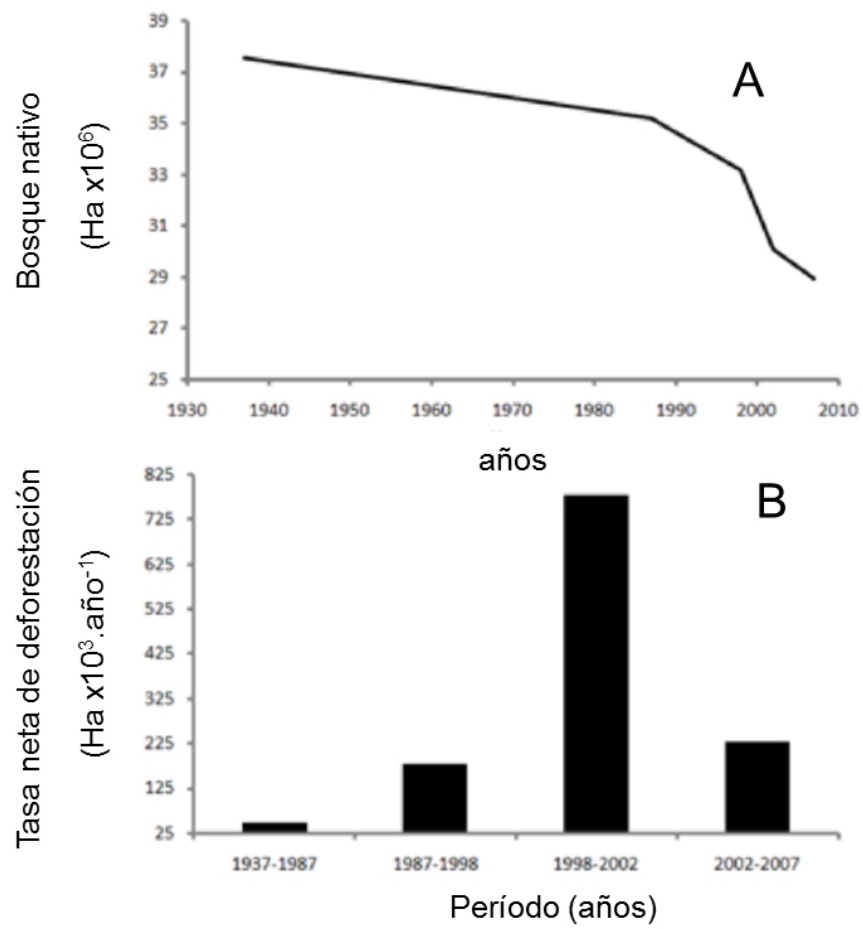


Figura 17.

Tabla 2.

Biológicamente acomodados
-Gran número de especies por número de individuos
-Condiciones físicas constantes y uniformes por largos periodos de tiempo
Físicamente controlados
-Pequeño número de especies por número de individuos
-Condiciones ambientales con amplia fluctuación no muy predecibles
-Organismos expuestos a stress fisiológico severo
-Ambientes de historia reciente
Ecosistemas bajo stress
-Sucesión detenida, periódicamente retrotraída o en declinación progresiva
-Pocas etapas sucesionales; autosucesión y sucesión cíclica común
-Cambios morfológicos de las plantas y fisonómicos marcados respecto a la tipología habitual de plantas y comunidades, en respuesta al stress
-Los cambios en la intensidad de los agentes de tensión (estresores) pueden causar derivas en la composición específica; generalmente la diversidad específica decrece con el tiempo sucesional
-El cociente P/R en el estado estable puede ser =1, >1 o <1
-La velocidad de la sucesión es una función del ambiente físico y del punto en el sistema en que actúa las energías que causan desorden
-Las especies muestran zonaciones que reflejan el gradiente de stress; las zonas no deberían ser confundidas con estadíos sucesionales



Figura 18



Figura 19

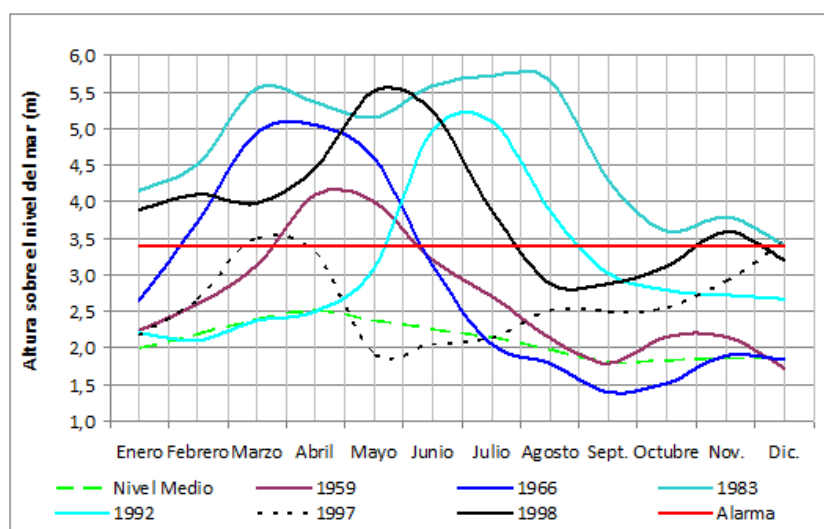


Figura 20.